

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Viktor MIKLAVČIČ

**PREGLED IN PRESOJA USTREZNOSTI METOD
ZA NAČRTOVANJE UPRAVLJANJA
PROSTOŽIVEČIH PARKLJARJEV V EVROPI S
POUDARKOM NA KONTROLNI METODI V
SLOVENIJI**

MAGISTRSKO DELO

Ljubljana, 2015

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA

Viktor MIKLAVČIČ

**PREGLED IN PRESOJA USTREZNOSTI METOD ZA
NAČRTOVANJE UPRAVLJANJA PROSTOŽIVEČIH
PARKLJARJEV V EVROPI S POUDARKOM NA KONTROLNI
METODI V SLOVENIJI**

MAGISTRSKO DELO

**AN OVERVIEW AND EVALUATION OF UNGULATES
MANAGEMENT PLANNING METHODS IN EUROPE WITH
SPECIAL EMPHASIS ON ADAPTIVE MANAGEMENT IN
SLOVENIA**

M. SC. THESIS

Ljubljana, 2015

Na podlagi Statuta Univerze v Ljubljani ter po sklepu Senata Biotehniške fakultete z dne 25. 9. 2013 je bilo potrjeno, da kandidat izpolnjuje pogoje za **magistrski Podiplomski študij bioloških in biotehniških znanosti ter opravljanje magisterija znanosti s področja gozdarstva in obnovljivih virov**. Za mentorja je bil imenovan docent dr. Klemen Jerina.

Komisija za oceno in zagovor:

- Predsednik: prof. dr. Andrej BONČINA
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire
- Član: doc. dr. Klemen JERINA
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire
- Član: doc. dr. Boštjan POKORNY
ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave

Datum zagovora: 9. 6. 2015

Podpisni izjavljam, da je magistrsko delo rezultat lastnega raziskovalnega dela. Izjavljam, da je elektronski izvod identičen tiskanemu. Na univerzo neodplačno, neizključno, prostorsko in časovno neomejeno prenašam pravici shranitve avtorskega dela v elektronski obliki in reproduciranja ter pravico omogočanja javnega dostopa do avtorskega dela na svetovnem spletu preko Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete.

Viktor Miklavčič

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Md
DK	GDK 156.2+907.13:149.73(497.4)(043.3)=163.6
KG	parkljarji/upravljanje parkljarjev/upravljanje divjadi/ekološki kazalnik/kontrolna metoda/metaanaliza/odvisnost od gostote
KK	
AV	MIKLAVČIČ, Viktor, univ. dipl. inž. gozdarstva
SA	JERINA, Klemen (mentor)
KZ	SI- 1000 Ljubljana, Večna pot 83
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Podiplomski študij bioloških in biotehniških znanosti, področje gozdarstva in obnovljivih virov
LI	2015
IN	PREGLED IN PRESOJA USTREZNOSTI METOD ZA NAČRTOVANJE UPRAVLJANJA PROSTOŽIVEČIH PARKLJARJEV V EVROPI S POUČENOM NA KONTROLNI METODI V SLOVENIJI
TD	Magistrsko delo
OP	VII, 129 str., 2 pregl., 3 sl., 18 pril., 313 vir.
IJ	sl
JJ	sl/en
AI	Delo obravnava uporabo kontrolne metode pri načrtovanju upravljanja prosto živečih parkljarjev v Sloveniji v primerjavi s sistemi v Evropi in pregled potencialnih kazalnikov za kontrolno metodo s priporočilom za obravnavo in uporabo v prihodnje. Primerjava sistemov načrtovanja upravljanja parkljarjev med evropskimi državami razkriva zelo različne ureditve, med katerimi pa praviloma ne najdemo izrazitih razlik glede uspešnosti. Bolj kot sama ureditev se kot kvaliteta sistema izkazuje njegova sposobnost, da zagotovi ustrezno izvedbo ukrepov v populacijah parkljarjev. Štejejo le dejansko izvedeni ukrepi v naravi. Najpogostejše izpostavljeni upravljaljski problemi so škode od divjadi, kjer so kot deležniki vpleteni predvsem lastniki zemljišč in lovci. Krajši ko je postopek sprejemanja ukrepov in z manj vpletenimi (relacija med njimi), manj so škode izpostavljene kot problem in obratno. Daljša ko je relacija med njimi, bolj mora biti administrativno okolje podrobno urejeno, načrtovalci upravljanja parkljarjev pa morajo imeti širše znanje in nosijo večjo odgovornost. Po drugi strani pa le relativno dolge relacije omogočajo uveljavljanje javnega interesa pri upravljanju divjadi. Pregled od gostote populacij odvisnih znakov, ki bi bili potencialno uporabni kot kazalniki pri upravljanju populacij parkljarjev, ponuja široko paleto možnosti. Omejitve so v nejasno izraženi in nekonsistentni odvisnosti, pri veliko znakih pa tudi v relativno nizki stopnji raziskanosti. Za nadaljnjo obravnavo priporočamo kazalnike (prilagojeno po živalskih vrstah in starostno spolnih kategorijah) odstrel, kilometrski indeks, telesno maso, delež s patogenimi organizmi napadenih živali, velikost čeljustnice, dolžino rogov, plodnost, gostoto indikatorskih rastlinskih vrst, razvitost indikatorskih rastlinskih vrst, objedenost gozdnega mladja, gostota naletov z vozili in število škodnih dogodkov. O uporabi kontrolne metode lahko govorimo šele takrat, ko načrtovanje upravljanja sledi principu povratne informacijske zanke in samo sebe stalno korigira. Samo uporaba bioloških kazalnikov ni dovolj.

KEY WORDS DOCUMENTATION

DN Md
DC FDC 156.2+907.13:149.73(497.4)(043.3)=163.6
CX ungulates/ungulate management/game management/ecological indicator/adaptive management/meta-analysis/density dependence
CC
AU MIKLAVČIČ, Viktor
AA JERINA, Klemen (supervisor)
PP SI- 1000 Ljubljana, Večna pot 83
PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Postgraduate Study of Biological and Biotechnical Sciences, Field: Forestry and Renewable Forest Resources
PY 2015
TI AN OVERVIEW AND EVALUATION OF UNGULATES MANAGEMENT PLANNING METHODS IN EUROPE WITH SPECIAL EMPHASIS ON ADAPTIVE MANAGEMENT IN SLOVENIA
DT M. Sc. Thesis
NO VII, 129 p., 2 tab., 3 fig., 18 ann., 313 ref.
LA sl
AL sl/en
AB The following thesis deals with the use of adaptive management principles for wild ungulates management in Slovenia, and compares it to systems in other European countries. It also presents an overview of potential indicators for control method and proposes their use in the future. The comparison of planning and managements systems reveals that many different ungulates management systems exist throughout Europe. Nevertheless, no major differences have been found regarding success. The most important quality of ungulate management system lies in its ability to assure that the right measures are taken in populations. Only the measures implemented in the nature are the ones that really make the difference. Most frequent ungulate management issues are crop damage, where land owners and hunters are the most important stakeholders. The shorter the procedure of taking measures and the less people involved, the less is damage exposed as a problem, and vice versa. The longer the administrative distances, the more complex administrative environment is required; wildlife managers need to have wider knowledge and take more responsibility. However, on the other hand, long administrative procedures enable public interest to be taken into account. The overview of density dependent statistical characters that could be used for ecological indicators reveals a wide range of possibilities. Unclear density dependence, inconsistent density dependence, and, in many cases, a low number of researches are the limitations. For further analysis, we recommend the following biological indicators; hunting statistics, kilometric index, body mass, proportion of animals infected with pathogens, mandible size, antlers length, fertility, density of chosen plants, growth of chosen plants, browsing index, density of ungulate – vehicle collisions, and number of crop damage cases. Adaptive management principles are used only when managing populations follow the principle of information feedback and are constantly being moderated. The mere use of ecological indicators is not sufficient.

KAZALO VSEBINE

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA.....	III
KEY WORDS DOCUMENTATION	IV
KAZALO VSEBINE.....	V
KAZALO SLIK IN PREGLEDNIC.....	VII
KAZALO PRILOG	VIII
1 UVOD	1
2 NAMEN	4
3 DELOVNE HIPOTEZE	5
4 PREGLED OBJAV	6
4.1 Upravljanje parkljarjev in kontrolna metoda.....	6
4.2 Pregled kazalnikov kontrolne metode	9
5 MATERIALI IN METODE	11
6 REZULTATI.....	17
6.1 Kontrolna metoda in upravljanje s parkljarji.....	17
6.1.1 Kontrolna metoda.....	17
6.1.1.1 Razvoj in razširjenost v upravljanju divjadi.....	17
6.1.1.2 Principi delovanja.....	19
6.1.1.3 Prednosti in slabosti kontrolne metode.....	23
6.1.1.4 Sodobna uporaba pri upravljanju divjadi v Sloveniji	25
6.1.1.5 Aktualni kazalniki, ki se uporabljajo v Sloveniji	29
6.1.2 Primerjava načrtovanja upravljanja s parkljarji med Slovenijo in ostalim delom Evrope.....	32
6.1.2.1 Stanje	32
6.1.2.2 Cilji	34
6.1.2.3 Ukrepi	34
6.1.2.4 Monitoring	36
6.2 Kazalniki kontrolne metode.....	37
6.2.1 Povzetek.....	37
6.2.2 Biokemijski znaki	38
6.2.3 Patogeni organizmi	39
6.2.4 Plodnost	41
6.2.5 Naravna smrtnost	42
6.2.6 Spolno razmerje	45
6.2.7 Reprodukcijska.....	46
6.2.8 Telesna masa	49
6.2.9 Lastnosti delov telesa.....	51
6.2.10 Skeletna velikost	53
6.2.11 Razvoj skeleta in rogovja	54
6.2.12 Obnašanje živali.....	57
6.2.13 Neposredni cenzusi	59
6.2.14 Posredni cenzus.....	60
6.2.15 Statistika odvzema	62
6.2.16 Vpliv na vegetacijo	63
6.2.17 Objedenost rastlin	65

6.2.18	Škoda od prostoživečih živali	66
6.2.19	Trki vozil in divjadi	67
7	RAZPRAVA	69
7.1	Upravljanje s parkljarji in kontrolna metoda	69
7.1.1	Upravljanje s parkljarji	69
7.1.2	Kontrolna metoda	70
7.2	Kazalniki kontrolne metode	71
7.2.1	Oblikovanje kazalnikov in njihov pomen	71
7.2.2	Izbor kazalnikov	76
7.2.3	Kazalniki, izbrani za nadaljnjo obravnavo	79
7.2.3.1	Delež napadenih živali (s patogenimi organizmi)	79
7.2.3.2	Gostota sledov	80
7.2.3.3	Gostota indikatorskih vrst rastlin	81
7.2.3.4	Kilometrski indeks in štetje na transektih	82
7.2.3.5	Objedenost	84
7.2.3.6	Odstrel	86
7.2.3.7	Plodnost	87
7.2.3.8	Prirastek populacije	89
7.2.3.9	Razvitost indikatorskih rastlinskih vrst	90
7.2.3.10	Škoda	91
7.2.3.11	Število trkov z vozili	92
7.2.3.12	Telesna masa	93
7.2.3.13	Tolščavost	94
7.2.3.14	Velikost čeljustnice, dolžina noge in obseg prsnega koša	95
7.2.3.15	Velikost rogov	97
7.2.3.16	Velikost tropa	99
8	SKLEPI	100
8.1	Načrtovanje upravljanja	100
8.2	Kazalniki kontrolne metode	102
9	POVZETEK (SUMMARY)	107
9.1	Povzetek	107
9.2	Summary	109
	VIRI	109
	ZAHVALA	
	PRILOGE	

KAZALO SLIK IN PREGLEDNIC

Slika 1: Shema principa črne skrinje (Gašperšič, 1997: 84).....	21
Slika 2: Povratna informacijska zveza (Gašperšič, 1997: 110).....	21
Slika 3: Shema principa delovanja kontrolne metode (adaptivnega upravljanja) (Stankey in sod., 2005: 4).....	22
Preglednica 1: Pregled lastnosti kazalnikov	76
Preglednica 2: Pregled priporočene in trenutne uporabe izbranih kazalnikov.....	78

KAZALO PRILOG

- Priloga 1: Pregled preučevanih znakov iz skupine biokemijski znaki
- Priloga 2: Pregled preučevanih znakov iz skupine patogeni organizmi
- Priloga 3: Pregled preučevanih znakov iz skupine plodnost
- Priloga 4: Pregled preučevanih znakov iz skupine naravna smrtnost
- Priloga 5: Pregled preučevanih znakov iz skupine spolno razmerje
- Priloga 6: Pregled preučevanih znakov iz skupine reprodukcija
- Priloga 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa
- Priloga 8: Pregled preučevanih znakov iz skupine lastnosti delov telesa
- Priloga 9: Pregled preučevanih znakov iz skupine skeletna velikost
- Priloga 10: Pregled preučevanih znakov iz skupine razvoj skeleta in rogovja
- Priloga 11: Pregled preučevanih znakov iz skupine obnašanje živali
- Priloga 12: Pregled preučevanih znakov iz skupine neposredni cenzusi
- Priloga 13: Pregled preučevanih znakov iz skupine plodnost posredni cenzusi
- Priloga 14: Pregled preučevanih znakov iz skupine statistika odvzema
- Priloga 15: Pregled preučevanih znakov iz skupine vpliv na vegetacijo
- Priloga 16: Pregled preučevanih znakov iz skupine objedenost rastlin
- Priloga 17: Pregled preučevanih znakov iz skupine škoda od prosto živečih živali
- Priloga 18: Pregled preučevanih znakov iz skupine naleti vozil in divjadi

1 UVOD

Prostoživeče živali so del človekovega okolja. Opravljajo ekološke (razgradnja snovi, transport hranil, opraševanje rastlin in raznašanje semen), socialne (neposreden vpliv na odnos človeka do njih in ljudi med seboj) in ekonomske (koristi preko zadovoljevanja človekovih potreb; lov, trofeje, divjačina, opazovanje v naravi in škoda, ki jo povzročajo na človekovem premoženju) vloge. Slednji dve skupini vlog dobita svoj pomen šele z antropocentričnega vidika in sta pogosto tudi gonilo interesa po upravljanju populacij teh živalskih vrst.

V Sloveniji intenzivneje upravljamo velike zveri (medved, volk, ris) in vse lovne vrste oz. divjad. Interes različnih segmentov družbe za sodelovanje pri upravljanju posameznih populacij je odvisen od neposrednih (lov, škode, trajnostna raba) oz. posrednih interesov (varstvo narave, karizmatičnost, ogroženost) človeka v zvezi s temi vrstami. Parkljarji (srnjad (*Capreolus capreolus*), jelenjad (*Cervus elaphus*), damjak (*Dama dama*), muflon (*Ovis ammon musimon*), gams (*Rupicapra rupicapra*), kozorog (*Capra ibex*) in divji prašič (*Sus scrofa*) so skupina divjadi (razen divjega prašiča, ki je vsejed, rastlinojede), ki lahko močno vplivajo na okolje (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Njihova gostota, status lovne vrste in lovna atraktivnost interes in tudi potrebo po upravljanju močno poudarjajo. Generalni cilji upravljanja parkljarjev v Sloveniji so njihova ohranitev, ohranitev prehranske baze za velike zveri, omogočanje lova oz. trajnostne rabe in usklajevanje njihove gostote z okoljem (Resolucija ..., 2007; Lovsko upravljavski načrt za III. ..., 2011; Lovsko upravljavski načrt za IV. ..., 2011). Ohranitev teh vrst je pomembna sama po sebi in zaradi trajnostnega izpolnjevanja ekoloških, socialnih in ekonomskih funkcij.

Za upravljanje divjadi v Sloveniji uporabljamo t. i. kontrolno metodo. Vpeljana je bila v notranjskem lovsko gojitvenem bazenu pred več kot 30-imi leti (Simonič, 1982). Kasneje se je razširila na vso Slovenijo, kjer se jo tradicionalno uporablja že vsaj 20 let. Med prvimi tudi v Idrijskem LGO že kmalu po letu 1980 (Vončina in Koren, 1986). Metoda je bila vpeljana izkustveno, predvsem na podlagi bogatih izkušenj in tradicije uporabe v klasičnem gozdarstvu. Pred tem je upravljanje temeljilo na klasičnih metodah, ki so predvidevale, da upravljaivec natančno pozna lastnosti populacij in medvrstne odnose ter jih z upravljanjem tudi želeno usmerja. Kontrolna metoda temelji na periodičnem in sistematičnem letnem spremljanju praviloma enostavno merljivih kazalnikov (spremenljivke upravljanega sistema, ki jih lahko sistematično spremljamo), s pomočjo katerih lahko ugotavljamo učinke naših ukrepov na upravljane populacije in ekosisteme. Je pristop, ki omogoča upravljanje kompleksnih, samoregulacijskih in samoorganizacijskih sistemov, katerih strukture in procesov ne moremo natančno poznati (Gašperšič, 1997). Kot sinonim za to metodo uporabljamo tudi izraze adaptivno (ker upravljamo adaptivne sisteme (Gašperšič, 1997)) ali odzivno upravljanje (ker gre pri takem upravljanju za intenziven proces spoznavanja upravljanega ekosistema oz. učenja o sistemu in za odzivanje na dogajanje v sistemu (Adamič in Jerina, 2006)). Izraz kontrolna metoda se je na slovenskih tleh uveljavil prvi, zato ga prednostno uporabljamo.

Prednost tega pristopa oz. metode je, da lahko relativno kompleksne sisteme upravljamo z relativno malo informacijami. Tako vsebuje bistveno manj predpostavk in je bolj robustna (Jerina in Pokorny, 2011). Uporaba te metode je tudi v svetu, kjer je poznana predvsem kot adaptivno upravljanje (ang. *adaptive management*), vse pogostejša. Za upravljanje populacij divjih živali jo npr. uporabljajo v Franciji (Vincent in sod., 1996; Morellet in sod., 2007), Združenih državah Amerike (Nielsen in sod., 1997; Stankey in sod., 2003, 2005; Nichols in sod., 2007; Williams in sod., 2009) in na Japonskem (Kaji in sod., 2010; Kishimoto in sod., 2010).

Kljub dolgi tradiciji so osnovni principi in izhodišča metode med lovci še relativno slabo poznani, medtem ko je uporaba metode med načrtovalci samoumevna, čeprav je bila vpeljana izkustveno. Slabše poznavanje med lovci pogosto proži tudi nestrinjanje z načrti upravljanja z divjadjo. Ne glede na stalen napredek na področju uporabe kontrolne metode ter na njeno relativno uspešnost in samoumevnost v Sloveniji, je še vedno pomembno vprašanje, zakaj metoda za upravljanje s parkljarji ni močnejše uveljavljena v Evropi in svetu. Zato menimo, da bi bilo pomembno narediti primerjavo upravljaljskih metod s parkljarji (parkljarji zato, ker so relativno pogosti in zastopani v večini evropskih držav (Putman in sod., 2011a)) v širšem prostoru in pri tem ponovno predstaviti tudi prednosti in slabosti ter delovanje kontrolne metode.

V obdobju uporabe metode v Sloveniji je bil dosežen največji napredek na področju vodenja evidenc in zbiranja podatkov ter izvedbe formalnih postopkov ovrednotenja izvedenih ukrepov in določanja ukrepov. Vodenje evidenc o odstrelu in izgubah divjadi je predpisano (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005) in zajema podatke o vrsti divjadi, spolu, starostni kategoriji, vzroku smrti, datumu, kraju odvzema, geokoordinati, telesni masi in podatke o trofejah; predpisan je tudi način vodenja evidenc, posredovanja in kontrole zbranih podatkov. Podatke o drugih izvedenih ukrepih (ukrepih za izboljšanje življenjskega okolja divjadi, krmljena, lovskih objektih, škodah od divjadi) se povzema iz letnih načrtov lovišč, ki so obvezni in morajo vsebovati predpisano vsebino. Predpisani so tudi vsebina letnih poročil lovišč, letnih načrtov območij, dolgoročnih načrtov območij ter načini posredovanja in roki za izdelavo posameznih dokumentov (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Ključni korak kontrolne metode in procesa učenja o upravljanem sistemu je ovrednotenje vplivov izvedenih ukrepov na ekosistem. Tega koordinator metode opravi na podlagi sprememb kazalnikov. Pri tem je zelo pomembna prava interpretacija povezave med učinki izvedenih ukrepov (npr. odstrel, krmljenje) in drugih učinkov (npr. gozdni obrod, suša, količina padavin, temperatura) na spremembe kazalnikov. Kazalniki morajo biti zaradi tega skrbno izbrani in obdelani. Znane morajo biti njihova povezava z gostoto populacije, odvisnost od zunanjih dejavnikov, sposobnost detekcije sprememb gostote populacije in referenčne vrednosti.

Kljub dolgoletni uporabi se nabor kazalnikov v kontrolni metodi v Sloveniji od uvedbe metode v uporabo do danes ni bistveno spremenil. Kazalniki so bili izbrani izkustveno, brez znanstvene utemeljitve, na podlagi izkušenj in pričakovanj posameznih strokovnjakov, ki so pri izboru sodelovali. Nabor kazalnikov iz aktualnih dolgoročnih načrtov upravljanja z divjadjo (Lovsko upravljaljski načrti ..., 2011) obsega deloma

predpisane kazalnike deloma pa tudi izbrane s strani posameznega načrtovalca. Predpisani kazalniki so (1) objedenost gozdnega mladja, (2) druge poškodbe gozdnega drevja, (3) statistika evidentirane mortalitete živali, (4) realizacija načrtovanih ukrepov, (5) masa rogovij, (6) telesna masa osebkov, (7) škode na kmetijskih in gozdnih kulturah ter (8) zdravstveno stanje populacij. Poleg teh se v nekaterih območjih uporablja še dodatne parametre kot (9) preliminarni predlog odvzema s strani upravljavca lovišča, (10) ugotavljanje številčnosti z opazovanjem in (11) prostorsko pojavljanje vrste ter kot nepredpisan kazalnik (12) točkovne vrednosti trofej. Standardizirana obravnava je do neke mere zagotovljena le za objedenost gozdnega mladja, statistiko evidentirane mortalitete, maso rogovij, telesno maso osebkov in škode na kmetijskih in gozdnih kulturah. Standardizirana obravnava je v okoljih z nižjim odvzemom živali v območju in s tem manjšim statističnim vzorcem manj uporabna, kar pomeni, da so manj uporabni tudi na tej podlagi oblikovani kazalniki kontrolne metode.

Sodobno načrtovanje upravljanja z divjadjo v Sloveniji temelji na implicitni predpostavki, da se biotsko in abiotsko okolje populacij tako malo spreminja, da je vpliv teh sprememb na kazalnike v primerjavi z vplivom gostote populacij zanemarljiv (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011; Morellet in sod., 2011). Glede kazalnikov je predpostavljeno, da: (1) izbrani kazalniki lahko nakazujejo spreminjanje gostote divjadi od najmanjše gostote do nosilne zmogljivosti okolja, (2) je njihova povezava z gostoto linearna, (3) pri danih gostotah populacij dobro kažejo že majhne spremembe le-teh, (4) bistveno močnejše reagirajo na spremembo gostote populacije kot na vpliv abiotskih dejavnikov okolja in (5) so vsi uporabljani kazalniki uporabni za spremljanje gostot populacij (Jerina in Pokorny, 2011). Vendar pa npr. za objedenost gozdnega mladja lahko zasledimo, da na stopnjo objedenosti gozdnega mladja od jelenjadi debelina snežne odeje močnejše vpliva kot gostota jelenjadi (Debeljak in sod., 1999), in da različne drevesne vrste različno (nelinearno) reagirajo na spreminjanje gostot populacij (Jerina in sod., 2008). V prehrani priljubljene vrste mladja že pri nizki gostoti jelenjadi reagirajo z relativno veliko objedenostjo, v prehrani nepriljubljene vrste pa ravno obratno. Opazno reakcijo odvisnosti objedenosti gozdnega mladja od gostote populacije jelenjadi lahko ugotovimo šele pri večjih spremembah gostote (Jerina in sod., 2008), kar pa še bolj izrazito velja za npr. telesno maso (poglavje 7.2). Kazalnike je smotrno uporabljati namensko npr. za področja stanja populacije (telesna masa), usklajenosti populacij z okoljem (objedenost rastlin, škode od prostoživečih živali) ali npr. za optimizacijo trženja (velikost rogov, točke rogovja). Navedene predpostavke so torej zelo verjetno napačne, kar vzbuja nezaupanje v celotno načrtovanje upravljanja divjadi.

2 NAMEN

Namen raziskave je opraviti pregled metod načrtovanja upravljanja s parkljarji po državah v Evropi, s poudarkom na kontrolni metodi in kazalnikih, ki jih ta metoda uporablja. Raziskava obsega dva sklopa:

1. Pregled načrtovanja upravljanja z divjadjo v Sloveniji in v nekaterih evropskih državah z identifikacijo ključnih korakov upravljaljskih procesov. Iz dobljenih rezultatov bomo pridobili znanja za boljše razumevanje slovenskega načrtovanja upravljanja z divjadjo in procesov v njem ter na drugi strani tudi znanja za njegove morebitne izboljšave.
2. Pregled potencialnih kazalnikov kontrolne metode, ki se uporabljajo pri nas ali pa v drugih državah po svetu iz že opravljenih znanstvenih raziskav z opredelitvijo glede (1) njihove utemeljenosti, (2) metode ugotavljanja, (3) odvisnosti od relativne gostote populacije, (4) odvisnosti od zunanjih dejavnikov, (5) njihovih prednosti in slabosti ter (6) njihove uporabnosti kot kazalnikov v kontrolni metodi s poudarkom na implementaciji v slovenski sistem upravljanja z divjadjo. Na podlagi pregleda in presoje tako zbranih potencialnih kazalnikov bomo predlagali optimalen nabor le-teh.

Raziskavo smo izvedli z namenom, da bo prispevala k razvoju kontrolne metode in njeni uveljavitvi na področju upravljanja s prostoživečimi živalmi (zlasti divjadjo). Pričakujemo, da bo prispevala k širjenju razumevanja in uporabe principa kontrolne metode tako v Sloveniji kot izven njenih meja. Predstavljala bo izhodišče in usmeritev za nadaljnje raziskovalno delo, za izboljšanje kontrolne metode in uporabo bioloških kazalnikov v upravljanju s prostoživečimi živalmi.

Naloga bo na strokovnem področju prispevala k izboljšanju obstoječega načrtovanja upravljanja s prostoživečimi živalmi (divjadjo) v Sloveniji in k poznavanju kontrolne metode tudi med njenimi uporabniki – lovci in načrtovalci.

3 DELOVNE HIPOTEZE

Za namen izvedbe te raziskave smo oblikovali sledeče hipoteze:

Hipoteza 1: Načrtovanje upravljanja z divjadjo v Evropi je različno, a vsebujejo primerljive ključne korake v upravljavskih procesih. Pregled in medsebojna primerjava ponujata spoznanja za boljše razumevanje in razvoj našega upravljavskega sistema in procesov v njem.

Hipoteza 2: Nabor kazalnikov v kontrolni metodi pri upravljanju divjadi v Sloveniji ni optimalen.

Hipoteza 2a: Kazalniki niso univerzalni, torej niso vsi primerni za vse živalske vrste in različne gostote populacij.

4 PREGLED OBJAV

4.1 UPRAVLJANJE PARKLJARJEV IN KONTROLNA METODA

Pregled sistemov načrtovanja upravljanja parkljarjev je za Evropo v splošnem napravil Putman (2008, 2011). Ugotovil je, da izvedba primerjav zaradi raznolikosti sistemov načrtovanj ni enostavna in prikazal primerjavo regulacije v lovstvu, pri čemer je opredelil kdo (vladne, nevladne službe/institucije oz. oboji) določi upravljavsko območje, cilje upravljanja s populacijami divjadi, pripravi načrte upravljanja in določi letne kvote odstrela. Posebej je opredelil, kako poteka izbor divjadi za odstrel: ali ta izbor naredijo državni lovci ali so dodeljena individualna dovoljenja in ali so dodeljene skupne kvote zakupnikom oz. upravljavcem lovišč. Primerjava je bila izvedena na podlagi prispevkov več avtorjev iz 28 evropskih držav (Apollonio in sod., 2010a).

Putman (2011) je objavil tudi primerjavo zakonodajne urejenosti lovstva med evropskimi državami. Primerjal je, ali državne oz. regionalne oblasti kontrolirajo področje lovstva, ali je združevanje v lovsko upravljavske regije (območja) obvezno ali prostovoljno, ali je priprava upravljavskih načrtov obvezna ali prostovoljna, ali mora biti letna kvota odstrela odobrena od oblasti ter ali imajo v posameznih državah uzakonjeno zbiranje podatkov o odstrelu in označevanje trupel med transportom. Primerjal je tudi pravni status divjadi in pravne podlage ter praktično izvajanje zimskega krmljenja. V diskusiji povzema še komu in pod kakšnimi pogoji v posameznih državah pripada lovska pravica, cilje upravljanja parkljarjev po državah, zahteve za pridobitev licence za izvajanje lova in dovoljene vrste orožja, vrste lova, lovne sezone in vrste zbiranih podatkov pri izvajanju lova. Podrobnejšo primerjavo lovnih sezon med evropskimi državami so napravili Apollonio in sod. (2011).

Morellet in sod. (2011) v pregledu censusov (metod ugotavljanja gostot populacij) in upravljanja populacij parkljarjev v Evropi cenzuse razvrsti na posredne in neposredne ter glede na rezultat monitoringa, ki je relativna ali absolutna gostota divjadi. Podaja tudi kratek opis izvedbe posameznega cenzusa. Posredni cenzusi so tisti pri katerih se gosototo populacij ocenjuje na posrednih znakih prisotnosti (sled, iztrebki), neposredni pa tisti kjer se gostoto populacije ocenjuje na podlagi opaženih živali. Relativna gostota populacije je pravzaprav indeks, ki predstavlja le del ugotovljene gostote, a je v korelaciji z absolutno gostoto.

Pripravljeni pregledi so lahko osnova za oblikovanje pregleda sistemov načrtovanja upravljanja parkljarjev v Evropi, ki bi omogočil ustrezno primerjavo za iskanje izboljšave za upravljavski sistem v Sloveniji. Obstoječe primerjave nas opozarjajo na pomembne elemente upravljavskih sistemov divjadi, vendar moramo pri primerjavi paziti, da zajamemo tudi tiste elemente, za katere sodimo, da so pomembni, pa jih drugi raziskovalci niso prepoznali kot take. Oblikovati moramo torej svojo primerjavo, ki bo ciljno naravnana v iskanje optimalnih rešitev za slovenski upravljavski sistem in pri tem v čim večji možni meri upoštevati že obstoječe raziskave in že obstoječi sistem načrtovanja upravljanja divjadi v Sloveniji.

Metoda upravljanja populacij, ki je v Sloveniji poznana pod imenom kontrolna metoda, je v svetu imenovana z različnimi imeni, največkrat adaptivno upravljanje ali ang. „*adaptive management*“ (Adamič in Jerina, 2006). Nekateri viri navajajo, da so principe adaptivnega upravljanja uporabljala že starodavne civilizacije. Tako naj bi ljudstvu Yap iz Mikronezije po teh principih uspelo kljub pičlim virom več tisoč let ohranjati visoko populacijsko gostoto (Wikipedia, 2010). Prvi začetki sodobnega adaptivnega upravljanja segajo v leta krog 1900, sicer pa je adaptivno upravljanje doseglo večji teoretični razvoj v drugi polovici dvajsetega stoletja. Razvoj kontrolne metode v Sloveniji je potekal nekako v primerljivem obdobju. Schollmayer je svoje predstavil že leta 1906 (Gašperšič, 1997).

Oblike adaptivnega upravljanja so se tako ponekod po svetu v praksi pojavile že pred razvojem teorije. Macnab (1983) iz Avstralije npr. skozi priporočila, kako naj bo upravljanje prostoživečih živali pravzaprav znanstveni eksperiment, ki bo prinašal nova spoznanja, predvsem pa izboljševal samo upravljanje skozi preizkušanje različnih upravljaljskih akcij, pravzaprav opisuje adaptivno upravljanje, čeprav tega pojma ne uporablja.

Nichols in sod. (1995) na primeru upravljanja vodnih ptic v severni Ameriki opisujejo in priporočajo tehniko adaptivnega upravljanja kot pristop, s pomočjo katerega se lahko soočimo s problematiko lova in kljub pomanjkanju poznavanja sistema, ki ga upravljamo, zagotavljamo trajnostno rabo populacij. Torej kljub izvajanju lova zagotovimo njihovo ohranitev. Prepričani so, da adaptivno upravljanje ponuja najboljši pristop za upravljanje obnovljivih, spremenljivih virov v okoljih pomanjkanja informacij. Podobno priporočilo podajajo Lancia in sod. (1996).

Svoja priporočila za uporabo adaptivnega upravljanja Johnson in Williams (1999) ter Nichols in sod. (2007) podkrepijo s poročilom o uspešni uporabi adaptivnega upravljanja. Iz Združenih držav Amerike poročajo o praktični uporabi principov adaptivnega upravljanja tudi pri kontroliranju populacij belorepega jelena (*Odocoileus virginianus*) v suburbanem okolju (Nielsen in sod., 1997) in populacij črnega medveda (*Ursus americanus*) v zvezni državi New York (Riley in sod., 2003).

Stankey in sod. (2005) prav tako iz Združenih držav Amerike so objavili pregledno monografijo o adaptivnem upravljanju. Notranje ministrstvo ZDA je v okviru posebne delovne skupine za implementacijo adaptivnega upravljanja izdalo tehnično navodilo za adaptivno upravljanje (Williams in sod., 2009). Odgovarjajo na štiri osnovna vprašanja, in sicer: kaj je adaptivno upravljanje, kdaj naj se uporablja, kako naj se ga implementira in kako lahko njegov uspeh prepoznamo in merimo.

Raznovrstne možnosti uporabe adaptivnega upravljanja so privedle do obravnav z različnih vidikov. Riley in sod. (2003) opisujejo „*adaptive impact management*“ (AIM), katerega bistvena značilnost je upoštevanje konfliktov, ki jih opredelijo kot pomembne socialno opredeljene učinke dogodkov in interakcij, povezanih z divjimi živalmi, ki so predmet upravljanja. Ta pristop ima sedem osnovnih sestavin: analizo stanja, določitev ciljev, razvoj modela sistema, iskanje in izbor upravljaljskih alternativ, aktualne upravljaljske ukrepe, monitoring ter prenova modela in ukrepov. Tovrstnemu pristopu

so pomembni tudi vplivi na družbo in ne le na populacije same. Pomembno je, da se v proces upravljanja vključuje tudi javnost. Menijo, da bo ravno večji vpliv javnosti utrdil položaj upravljavcev prostoživečih živali in ga ne bo oslabil.

Podobno so Nichols in sod. (2007) na svoj način poimenovali tudi adaptivno upravljanje, ki je namenjeno omogočanju lova ptic. Imenujejo ga adaptivno upravljanje odstrela ali angleško „*adaptive harvest management*“ (AHM). Poudarjajo, da ta oblika upravljanja na eni strani zahteva tesno sodelovanje med upravljavci in raziskovalci prostoživečih živali, na drugi strani pa je treba ločiti upravljanje, raziskovanje in monitoring.

Allan (2007) predstavlja značilnosti adaptivnega upravljanju naravnih virov in ga glede na aktivnost upravljavcev opredeli kot pasivno in aktivno adaptivno upravljanje. Kot pasivno upravljanje opredeli tisto, kjer upravljavec spremlja razvoj upravljanih populacij in poskuša doseči napredek upravljanja brez dolgoročnih modelov učinkov ukrepov in razvoja populacij, ki so značilnost aktivnega adaptivnega upravljanja. Predstavi tudi razsežnost adaptivnega upravljanja v Avstraliji, kjer je potencialno vpleteno v upravljanje invazivnih rastlin, škodljivih živali, vodnih režimov rek, zdravju tal in vzdrževanju biodiverzitete.

Kishimoto in sod. (2010) poročajo o pristopu k upravljanju s populacijo sika jelena (*Cervus nippon*) na Japonskem, ki temelji na enostavnih indicijah SPUE (ocena gostote na podlagi ocenjenega napora, da opaziš eno žival) in SDR (stopnja upada grmovnega sloja), torej na konkretnih kazalnikih. SDR je zelo podobna popisu objedenosti gozdnega mladja. Kaji in sod. (2010) pa poročajo o konkretnem testiranju adaptivnega upravljanja kot orodja pri upravljanju populacij prostoživečih živali. Ugotavljajo, da bi različne oblike upravljanja (upravljanje vira, ekosistemsko upravljanje) lahko sinergistično združili v adaptivnem upravljanju. Le-to je tudi orodje, ki je uporabno za upravljanje populacije v negotovih okoliščinah oz. v stanju pomanjkanja znanja o ekosistemu.

O adaptivnem upravljanju oz. uporabi kontrolne metode pri upravljanju populacij divjadi je v Sloveniji prvi pisal Simonič (1982). V prispevku predstavlja teoretične osnove, ki izhajajo iz kibernetike in izsledke praktične uporabe kontrolne metode v takratnem Notranjskem lovsko gojitvenem območju, katere gonilo je bilo Gojitveno lovišče Jelen Snežnik. Predstavi tudi uporabo nekaj kazalnikov, za katere pravi, da je bistveno, da se jih da objektivno meriti, se jih dosledno evidentira in strokovno analizira. Ta objava predstavlja izhodišče za vse nadaljnje delo, ki je bilo v Sloveniji opravljeno v povezavi s kontrolno metodo pri upravljanju divjadi.

Teoretične osnove kontrolne metode upravljanja ekosistemov so bile v Sloveniji, razen objave Simoniča (1982), obravnavane predvsem v okviru upravljanja z gozdovi (Gašperšič, 1997, 2006; Bončina, 2008).

Upravljanje divjadi po principih kontrolne metode v vsej Sloveniji poteka že vsaj 20 let. V Idrijskem LGO so kontrolno metodo uporabljali že kmalu po letu 1983 (Vončina in Koren, 1986). V monitoring so vključili spremljanje parametrov populacij divjadi (od

začetka srnjadi in gamsa) in objedenost rastlinstva, ki so ga popisovali na ploskvah, velikih 7 x 7 m, položenih v mreži 1 x 1 km. Spremljali so tudi prehrabne značilnosti divjadi in zdravstveno stanje populacij divjadi. Zanesljivo lahko rečemo, da je bila kontrolna metoda razširjena na celotno območje Slovenije z letom 1995, ko je načrte upravljanja divjadi na nivoju lovsko gojitvenih območij začel izdelovati Zavod za gozdove Slovenije (Jonozovič in sod., 2012). V tem obdobju se je oblikoval jasen protokol izdelave načrtov, zbiranja podatkov, vsebine načrtov, njihove presoje in sodelovanja deležnikov (Pravilnik o načrtih ..., 2010; Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Od izhodiščne objave o kontrolni metodi v Sloveniji (Simonič, 1982) do danes je uporaba metode predvsem v praktičnem smislu dosegla velik napredek. S tem se je izpopolnjevala sama metoda in tudi vedenje o njej. Žal to vedenje ostaja v ozkem krogu raziskovalcev in načrtovalcev. Do končnih uporabnikov – lovcev in lastnikov zemljišč – pa redko seže. Predvsem zaradi pomanjkanja objav o njej.

Iz sedaj že 20-letne tradicije javnih predstavitev načrtov lovskoupravljaljskih območij lahko deležnike, ki se odzivajo na vabilo k sodelovanju pri oblikovanju vsebin lovskoupravljaljskih načrtov, razdelimo na pet skupin: (1) lovske organizacije (Območno združenje upravljalcev lovišč, upravljalci lovišč), (2) organizacije lastnikov zemljišč (Sindikat kmetov, Kmetijsko gozdarska zbornica, Sklad kmetijskih zemljišč in gozdov), (3) organizacije s področja javne uprave (ministrstvo, pristojno za kmetijstvo in lov, občine), (4) organizacije s področja varstva narave (Zavod za varstvo narave, razna društva) in (5) nasprotniki lova (Društvo za osvoboditev živali). Podobno izhaja tudi iz pravilnika, ki določa postopek sprejemanja lovskoupravljaljskih načrtov (Pravilnik o načrtih ..., 2010). Aktivni udeleženci javnih predstavitev so najpogostejše lastniki zemljišč in predstavniki upravljalcev lovišč, kar je razumljivo, saj uspehi ali neuspehi pri upravljanju divjadi neposredno vplivajo predvsem nanje (Lovsko upravljaljski načrti ..., 2011).

4.2 PREGLED KAZALNIKOV KONTROLNE METODE

Pregleda ali kritične presoje kazalnikov v Sloveniji razen objave Simoniča (1982) ter Vončina in Korena (1986) pred letom 2013 pravzaprav ni. V letu 2013 se je zaključil projekt v sklopu *Ciljnega raziskovalnega programa (CRP) Zagotovimo.si hrano za jutri* (Jerina in sod., 2013), ki se je ciljno ukvarjal s to problematiko. Na podlagi izsledkov je bil objavljen tudi prispevek v reviji Lovec (Stergar in sod., 2014). V Sloveniji, z izjemo zgoraj omenjenega CRP projekta (Jerina in sod., 2013), tudi ne najdemo študije, ki bi posamezne od relativne gostote odvisne pojave utemeljevala kot kazalnike. Najdemo pa objave o odvisnosti telesne mase osebkov od gostote populacije (Hafner, 2004; Jerina, 2007), odvisnosti obsega škode od gostote populacij (Gonter in sod., 2007; Jerina, 2006a) in odvisnosti objedenosti gozdnega mladja od gostote populacij (Jerina in sod., 2008). Objave o oblikovanju kazalnikov najdemo v tujini. Eden prvih znanstveno utemeljenih kazalnikov je bila objedenost gozdnega mladja oz. „*browsing index*“. Prvi bolj kompleksen nabor indikatorjev ekoloških sprememb so objavili Cederlund in sod. (1998). V okviru poglavja o upravljanju s srnjadjo navajajo tako metode za ugotavljanje

številčnosti kot indikatorje ekoloških sprememb. Izmed slednjih navajajo telesno maso, plodnost, produkcijo mladičev, meritve velikosti skeleta in indeks objedenosti. Bolj konkreten in v razvoj indikatorjev usmerjen pregled je objavil Morellet s sod. (2007). Teoretično utemeljuje oblikovanje in smiselnost uporabe ekoloških kazalnikov pri upravljanju s populacijami prostoživečih živali. Kot indikatorje navaja kilometrski indeks, velikost tropov srnjadi, razmnoževalni uspeh samic, telesno maso mladičev, generacijsko dolžino čeljustnice, dolžino zadnje noge mladičev in indeks objedenosti gozdnega mladja. Več avtorjev podaja pregled lastnosti populacij, odvisnih od njihove gostote, ki jih delijo po sklopih. Npr. odziv reprodukcije, odziv preživetja osebkov, odziv telesnih mas osebkov (Bonenfant in sod., 2009), tveganje za bolezni (Gortazar in sod., 2006) in metode monitoringa divjadi (Kavčič in sod., 2010; Meriggi in sod., 2008; Putman in sod., 2011b; Rabe in sod., 2002; Schwarz in Seber, 1999).

Simonič (1982) je kot kazalnike predlagal telesno maso, maso rogovja jelenov, oplojenost košut in junic ter škodo v kmetijstvu. Nabor kazalnikov je bil oblikovan izkustveno in v skladu s tedanjim vedenjem. Praktična uporaba je pokazala dobro odzivnost uporabljenih kazalnikov. Kasnejše raziskave pa so pokazale, da se je ta odzivnost pokazala zaradi velike spremembe gostote, ki so jo v preučevanem obdobju zmanjšali na polovico (Klopčič in sod., 2010). Hkrati z redukcijo gostote populacije so uvedli še ukrepe za izboljšanje habitata jelenjadi in zimsko krmljenje. S tem so spremenili okolje in njegov vpliv na izbrane kazalnike, česar pa pri analizi odzivnosti kazalnikov niso upoštevali. V obdobju od takrat do danes je bilo v svetu opravljenih veliko znanstvenih raziskav različnih pojavov, ki so odvisni od gostot populacij in so potencialno uporabni kot kazalniki v kontrolni metodi. Mnogi od teh znakov so bili istočasno preučevani v odvisnosti od gostote populacij in od okolja (glej poglavje 7). Za izbor in znanstveno utemeljitev kazalnikov potrebujemo namenski nabor tako preučevanih znakov, kjer bi lahko ugotovili tudi njihovo raziskanost in konsistentnost. V tem poglavju navedene pregledne raziskave so dobro izhodišče, ki ga je treba dopolniti s pregledom s področij, ki v njih še niso zajeta.

5 MATERIALI IN METODE

Z namenom preučevanja različnih sistemov načrtovanja upravljanja s parkljarji v Evropi in oblikovanja nabora znakov odvisnih od gostot populacij, ki bi bili uporabni kot kazalniki v kontrolni metodi, smo raziskovali po različnih zbirkah, in sicer: (1) z iskanjem literature po vzajemni bibliografsko-kataložni bazi podatkov slovenskih knjižnic, (2) z iskanjem po elektronskem viru znanstvene literature *Web of science*, (3) s pregledovanjem citiranih virov in (4) z iskanjem po svetovnem spletu. Podrobneje to pomeni:

(1) Opravili smo iskanje po ključnih besedah »upravljanje z divjadjo«, »kontrolna metoda« in »upravljanje populacij« ter po avtorjih, katerih raziskave so v slovenskem prostoru povezane s temo raziskave.

(2) Opravili smo iskanje po naslovih in ključnih besedah znanstvenih člankov s ključnimi besedami *indic**, *index**, *estimat**, *abundan**, *monitor**, *density depende**, *population size*, *wild**, *game*, *ungul**, *Alces*, *Capra*, *Dama*, *deer**, *Capreolus*, *Cervus*, *Ibex*, *moose*, *Odocoileus*, *Ovis*, *Rangifer*, *wild boar* in *Sus scrofa*. Zaradi velikega števila zadetkov smo ključne besede kombinirati tako, da je moral najdeni članek izpolnjevati več pogojev, npr. da se v naslovu pojavlja beseda „deer“ ali „capreolus“ in v vsebini „density“. Zvezdica pri ključni besedi pri iskanju pomeni, da program išče po tej okrajšavi. V izboru se tako pojavi, npr. »monitor« in »monitoring«.

(3) Pregledali smo citirane vire novejših, večkrat citiranih in naši raziskavi najbolj sorodnih člankov (npr. Apollonio in sod., 2010a; 2010b; Bončina, 2008; Bonenfant in sod., 2009; Cederlund in sod., 1998; Gortazar in sod., 2006; Jerina, 2006a; Jerina in sod., 2008; Maillard in sod., 2010; Morellet in sod., 2007).

(4) Na svetovnem spletu smo s pomočjo iskalnika *Google* iskali članke po njihovih naslovih in splošne informacije.

Sintezo zbranih podatkov v prvem delu raziskave smo z namenom iskanja možnih rešitev za izboljšanje slovenskega sistema upravljanja z divjadjo izvedli na podlagi primerjave med uporabljenimi rešitvami v Sloveniji in v drugih državah Evrope. Pri primerjavi smo bili posebej pozorni, ali v posamezni evropski državi uporabljajo dominalni ali regalni sistem lova, ker nekaterih rešitev iz enega sistema ne moremo enostavno prenesti v drugega. Dominalni sistem lova (lat. *dominus* = gospod, gospodar) pomeni, da je prostoživeča divjad nikogaršnja last, pravica to divjad loviti pa izhaja iz lastnine zemljišča, ki je omejeno. Ureditvev je lahko samo revirna. Regalni sistem (*regal* – lat. *rex* – kralj, vladar) pomeni, da divjad oz. pravica do lova ali oboje pripada vladarju oz. državi. V tem sistemu je poleg revirnega načina (osebi dodeljena pravica loviti v določenem lovišču, revirju) možen tudi licenčni sistem lova, pri katerem lovec od države proti odškodnini dobi dovolilnico za izvajanje lova določene vrste (tudi kategorije) divjadi v celi pokrajini ali državi (Simonič, 1996b).

Posamezne rešitve smo primerjali glede na njihovo funkcijo v sistemu upravljanja. V primerjavi smo zajeli predvsem informacije o stanju na področju upravljanja parkljarjev, načinih spremljanja stanja populacij parkljarjev, načinih določanja ciljev in ukrepov v populacijah in druge informacije, iz katerih smo lahko sklepali na uspešnost upravljanja s parkljarji v posameznih državah. Iz nabora možnih rešitev smo izbrali tiste, za katere smo lahko na podlagi prakse v državah, kjer jih uporabljajo, in na podlagi prakse v Sloveniji, utemeljeno sklepali, da bi doprinesle k izboljšanju sistema upravljanja parkljarjev v Sloveniji. Presojo, ali imajo posamezne rešitve pozitiven ali negativen učinek, smo opravljali z vidika ali pozitivno ali negativno prispevajo k uravnoteženju celotnega sistema upravljanja s parkljarji, ki naj na koncu rezultira tudi z uravnoteženim odnosom populacij parkljarjev do njihovega okolja.

V analizo stanja smo vključili tudi primerjavo biomase posameznih vrst parkljarjev v Evropi. Analizo smo izvedli na podlagi primerjave gostote biomase posamezne vrste parkljarjev. Podatek o gostoti posamezne vrste je primerljiv le za to vrsto. Gostote biomase smo ocenili na podlagi podatkov o gostoti posamezne vrste parkljarjev in telesne mase. Kot primerjalno telesno maso osebka smo uporabili sredino intervala običajne telesne mase odraslih samic. Pogostost vrst smo opredelili na podlagi evidentirane mortalitete, izražene v skupni biomasi na 1000 ha površine države (velikost populacije (N) * povprečna masa odrasle samice (kg) / površina države (1000 ha)). Kjer so bili podani le podatki o obsegu odstrela, smo te za divje prašiče množili s korekcijskim faktorjem 1,3, pri ostalih vrstah pa s faktorjem 2,5, kar izhaja iz predvidenega prirastka oz. usmeritve, da želimo z odvzemom doseči ohranjanje populacij (Simonič, 1974). Ob tem velja opozoriti, da gre le za oblikovanje relativne primerjave. Korekcijski faktorji so sicer pri divjem prašiču lahko tudi precej višji. Kot redke vrste smo opredelili tiste, kjer je primerjalna biomasa pod 42 kg na 1000 ha (npr. 0,2 osebka srnjadi na 100 ha), kot pogoste pa tiste, kjer je primerjalna biomasa večja kot 210 kg na 1000 ha (npr. 1,0 osebka srnjadi na 100 ha). Razredi so bili oblikovani z namenom prikaza relativnih razlik med populacijami in ne pomenijo pogostosti v ekološkem smislu.

V drugem delu raziskave smo na podlagi najdenih izvirnih člankov oblikovali pregled potencialnih kazalnikov kontrolne metode, kamor smo uvrstili najdene statistično utemeljene navedbe od gostote populacij odvisnih pojavov v populacijah in njihovem okolju. Osredotočili smo se na raziskave, izvedene na parkljarjih, ki izvirajo iz severne poloble s poudarkom na Evropi, Severni Ameriki in Japonski, ne glede na kraj raziskave in avtohtonost vrst v teh državah/kontinentih – upoštevali smo torej tudi naseljene vrste. Da smo navedbo upoštevali, je morala biti v članku jasno navedena obravnava odvisnosti pojava od gostote populacije, preučevani pojav pa je moral imeti vsaj navidezen potencial kazalnika stanja populacije, njenega okolja ali njunega medsebojnega odnosa.

Zbrane preučevane znake (statistični znaki, ki se nanašajo na posamezno lastnost posamezne statistične populacije) smo z namenom olajšanja nadaljnje obravnave združili v 18 skupin znakov, pri čemer smo upoštevali podobnost med znaki in sorodnost mehanizmov, ki vplivajo na nek konkreten znak (biokemijski znaki, patogeni organizmi, plodnost, naravna smrtnost, spolno razmerje, reprodukcija, telesna masa,

lastnosti delov telesa, velikost skeleta, razvoj skeleta in rogovja, obnašanje živali, neposredni in posredni cenzus, statistika odvzema, vpliv na vegetacijo, objedenost rastlin, škode od divjadi in naleti vozil na divjad), ki so si sorodne glede na vsebino. Znotraj skupin smo glede na način zbiranja podatkov in pričakovano odvisnost od gostote populacije ter podobnih znakov oblikovali konkretne kazalnike.

Za tako oblikovane možne kazalnike smo napravili kratke opise in pri tem navedli/opredelili: (1) opis in raziskanost potencialnega kazalnika, (2) način spremljanja, (3) njihovo odvisnost od gostote, (4) možne vplive zunanjih dejavnikov, (5) prednosti in slabosti, (6) uporabnost za Slovenijo. Podrobneje to pomeni:

- (1) Opis potencialnega kazalnika obsega navedbo znaka in njegovih lastnosti; npr. telesna masa predstavlja telesno maso iztrebljenih kadavrov parkljarjev z nogami in glavo, ki jo v Sloveniji poznamo kot biološko telesno maso. Raziskanost možnega kazalnika smo opredelili z navedbo števila raziskav, ki ga obravnava, s številom različnih obravnavanih znakov (npr. telesna masa telet, zimska telesna masa telet, telesna masa košut ...), s številom živalskih vrst in s številom držav, v katerih je bil znak raziskovan.
- (2) Opis načina spremljanja obsega kratek opis metode zbiranja podatkov za možni kazalnik, potrebno znanje, potreben material in način obdelave zbranih podatkov.
- (3) Odvisnost potencialnih kazalnikov od gostote populacije smo opredelili z oznakami negativna ($r < -0,5$), šibko negativna ($-0,5 < r < -0,2$), neodvisna ($-0,2 < r < 0,2$), šibko pozitivna ($0,2 < r < 0,5$) in pozitivna ($r > 0,5$). Obliko odvisnosti smo opisali s pojmi linearna, konveksna, konkavna ali sigmoidna.
- (4) Navedli smo zunanje dejavnike, ki so bili obravnavani vzporedno s testiranjem iskanega znaka. Navajamo, kateri dejavniki izmed preučevanih vplivajo na preučevane znake in kateri ne.
- (5) Opredelitev prednosti in slabosti potencialnega kazalnika je sinteza ugotovitev, navedenih v točkah (1)-(4). Navajamo tudi druge lastnosti kazalnikov, ki so pomembne za njihovo oblikovanje.
- (6) Uporabnost za Slovenijo smo opredelili na podlagi presoje, kakšne spremembe v načrtovanju upravljanja z divjadjo v Sloveniji bi bile za uvedbo kazalnika potrebne, in sicer z vidika potrebne spremembe predpisov, potrebnega novega znanja in potrebne nove opreme.

Primerjavo in izbor kazalnikov smo izvedli na podlagi raziskanosti, konsistentnosti in praktične uporabnosti. Podrobnejša numerična primerjava je namreč mogoča le, če intervale razpona gostot in kazalnika lahko prevedemo na skupni imenovalec. Ta je za gostoto populacij gostota, podana v številu živali na enoto površine. Preučevani znaki morajo biti podani v primerljivih enotah in se morajo nanašati na isto vrsto ter kategorijo živali (npr. telesna masa moških mladičev srnjadi). Raziskav, kjer je za mero

gostote populacije uporabljen indeks (odstrel, število opaženih živali, kilometrski indeks), ne moremo numerično primerjati z drugimi raziskavami, ker indeksov ne moremo pretvoriti na skupni imenovalac. Potrebovali bi oceno, kolikšen delež dejanske gostote predstavlja uporabljeni indeks, ali pa definicijo njegovega odnosa do nosilne zmogljivosti okolja (K). Ti pogoji pa pri večini raziskav niso izpolnjeni.

Kot merilo raziskanosti (A) posameznega kazalnika smo uporabili število opravljenih testov (v člankih), na osnovi rezultata (povezava je značilna ali ne) pa smo izračunali interval zaupanja v binomski porazdelitvi za napoved z verjetnostjo 95 %.

Konsistentnost (B) odvisnosti preučevanih znakov od goste populacij smo opredelili kot delež pričakovanih izidov statističnih testov. Kot pričakovan izid je bil obravnavan tisti, ki se je pojavil večkrat, upoštevajoč le statistično značilne izide. Delež pričakovanih izidov smo izračunali za posamezen kazalnik, in sicer glede na vse opravljene teste. Po formuli »število statistično značilnih izidov statističnih testov za kazalnik/število vseh izidov statističnih testov za kazalnik«.

Za izračun intervala zaupanja (C – spodnja meja in D – zgornja meja) smo uporabili le delež značilnih konsistentnih izidov, to je tistih značilnih izidov, ki so glede na predznak (pozitivni ali negativni) prevladovali. Statistično neznačilni izidi s sicer konsistentnim predznakom so bili upoštevani kot nepričakovan izid. Spodnjo in zgornjo mejo intervala zaupanja za napoved z verjetnostjo 95 % smo izračunali po formuli

$$CI = p \pm z_{1-\alpha/2} \sqrt{\frac{p(1-p)}{n}} \quad \dots(1)$$

Pri tem je p = delež pričakovanih izidov v poizkusu,
 n = velikost vzorca oz. število vseh izidov,
 α = zahtevano zaupanje in
 $z_{1-\alpha/2} = 1,96$ za 95 % zaupanje.

V prvem koraku izločanja neobetavnih kazalnikov na podlagi izsledkov iz raziskav smo izločili kazalnike, oblikovane na podlagi petih ali manj raziskav (opravljenih statističnih testov). V drugem koraku smo kot neobetavne izločili tiste kazalnike, ki so izkazali konsistentnost nižjo od 2/3; pri čemer smo kot dodatni kriterij upoštevali spodnjo mejo 95 % intervala zaupanja binomske porazdelitve konsistentnosti 0,4. Kazalnike, ki so bili izločeni v drugem koraku, in so bili glede na praktično uporabnost uvrščeni v prvo petino najboljših, smo še dodatno preverili glede na posamezno živalsko vrsto oz. starostno ali spolno kategorijo ter posebej za v Sloveniji živeče vrste parkljarjev. Med kazalniki, ki smo jih izbrali na podlagi raziskav, smo eno tretjino tistih, ki so se izkazali za praktično najmanj učinkovite, še dodatno presodili in se odločili, da izločimo še dva z najvišjim rangom (višji rang pomeni manjša praktična učinkovitost).

Praktično uporabnost kazalnikov smo opredelili s pomočjo rangov, kjer smo z rangi od 1-5 (1 najboljši in 5 najslabši) ovrednotili posamezen kazalnik glede na (E) zahtevnost zbiranja podatkov, (F) pričakovane stroške izvajanja monitoringa oz. pričakovane stroške zbiranja podatkov, (G) obvladovanja tveganj za nastanek napak pri zbiranju

podatkov in (H) obstoj ustreznih pogojev za pridobivanje posameznega kazalnika v Sloveniji (oznake E, F, G in H kot v preglednici 1). Range smo dodelili glede na trenutno organiziranost upravljanja z divjadjo v Sloveniji in za primer stroškovno najbolj učinkovitega načina izvedbe. Predpostavljamo, da bi bila v primeru optimalne organiziranosti tveganja za prirejanje podatkov zanemarljiva.

(E) Zahtevnost zbiranja podatkov smo rangirali kot: Rang 1: Enostavne meritve ali opredelitve, kjer ni potrebna posebna priprava vzorcev posebej za ta namen ali uporaba merilnih naprav, ki niso meter ali tehtnica. Rang 2: Zahtevnejše meritve ali opredelitve, kjer je potrebna posebna priprava vzorcev ali uporaba merilnih naprav, ki niso meter ali tehtnica. Tudi izvedba enostavnih opazovanj v naravi. Rang 3: Izvajanje zahtevnejših popisov na vzorčnih ploskvah. Tudi izvedba zahtevnejših opazovanj v naravi. Rang 4: Uporaba znanstvenih metod – izvedba na vzorcih v laboratoriju. Rang 5: Uporaba znanstvenih metod – časovno zamudna izvedba na terenu (VHF ovratnice, GPS ovratnice, obsežna opazovanja).

(F) Stroške izvajanja smo rangirali kot: Rang 1: Časovno nezamudna izvedba pri že ustaljenih postopkih prodaje divjačine in priprave trofej, brez potrebne posebne opreme (uporaba metra in tehtnice). Tudi manj obsežna prostovoljna izvedba, ki ne bi pomenila dodatnih stroškov za državo. Rang 2: Časovno zamudna izvedba pri že ustaljenih postopkih prodaje divjačine in priprave trofej s potrebno posebno opremo. Rang 3: Uporaba strokovnih metod, časovno manj zamudna plačana izvedba na terenu. Tudi bolj obsežna prostovoljna izvedba, ki ne pomeni dodatnih stroškov. Rang 4: Zbiranje vzorcev, transport in obdelava v laboratoriju. Rang 5: Časovno zamudna in finančno zahtevna izvedba na terenu (VHF ovratnice, GPS ovratnice, obsežna opazovanja).

(G) Tveganje za nastanek napak pri zbiranju podatkov smo rangirali kot: Rang 1: Meritve ali vzorčenje izvaja le nekaj oseb, merilne naprave so eksaktne, ponovna meritev je mogoča. Rang 2: Meritve ali vzorčenje izvaja le nekaj oseb, merilne naprave so eksaktne, ponovna meritev ni mogoča. Tudi če meritve ali vzorčenje izvaja več oseb, a so merilne naprave eksaktne in je mogoča ponovna meritev. Rang 3: Meritve ali vzorčenje izvaja le nekaj oseb, merjenje ni eksaktno, ponovitev meritev je mogoča. Tudi, če meritve ali vzorčenje izvaja več oseb in so meritve neeksaktne, a je mogoče ponovno izvesti meritev. Prav tako tudi, če meritve ali vzorčenje opravlja več oseb, merjenje je eksaktno, ponovitev meritev pa ni mogoča. Rang 4: Meritve ali vzorčenje izvaja le nekaj oseb, meritve niso eksaktne, ponovna meritev ni mogoča. Rang 5: Meritve ali vzorčenje izvaja več oseb, meritve niso eksaktne, ponovna meritev ni mogoča. Pri tem dikcija »meritve opravlja le nekaj oseb« pomeni do pet oseb za eno lovsko upravljavsko območje (npr. da ena oseba izmeri vse dolžine čeljusti v območju). Dikcija »meritve so eksaktne« pomeni, da se jih izvaja z merilno napravo in na predmetih, kjer je meritve mogoče opraviti točno in natančno (npr. tehtanje, merjenje dolžine čeljustnice). Dikcija »ponovna meritev je mogoča« pomeni, da je kasneje mogoče izvesti kontrolo (npr. meritve rogovja, čeljustnice).

(H) Obstoj ustreznih pogojev za izvedbo posameznega kazalnika v Sloveniji smo rangirali kot: Rang 1: Pogoji so ugodni, kazalnik se že izvaja. Rang 2: Potrebna sprememba predpisov in/ali uvedba protokola brez stroškov za državo. Rang 3:

Potrebna sprememba predpisov in/ali uvedba protokola, povezanega z manjšimi stroški za državo. Rang 4: Potrebna sprememba predpisov in/ali uvedba protokolov, povezanih z znatnimi stroški za državo. Rang 5: Obstaja veliko tveganje, da naravni pogoji večkrat ne bi omogočili izvedbe meritev oz. zbiranja podatkov.

Sinteza drugega dela raziskave je nabor kazalnikov za kontrolno metodo, ki jih je smiselno nadgrajevati in v nadaljevanju tudi uvesti v prakso.

Pri delu smo uporabljali osebni računalnik s programskim paketom LibreOffice 3.4.4 in Internet Explorer 9.

6 REZULTATI

6.1 KONTROLNA METODA IN UPRAVLJANJE S PARKLJARJI

6.1.1 Kontrolna metoda

6.1.1.1 Razvoj in razširjenost v upravljanju divjadi

Na slovenskih tleh je prvi uporabil principe kontrolne metode gozdar Schollmayer, ki je že leta 1906 izdal navodila za gozdno inventuro in urejanje snežniških gozdov, v katerih je iz zasnove razvidno, da gre za način dela, ki ga lahko označimo kot gospodarjenje z gozdovi na temelju kontrolne metode (Gašperšič, 1997). S tem je pripomogel, da se je pojem kontrolna metoda deloma oblikoval tudi na slovenskih tleh. Širše v svetu se sicer za iste upravljalvske principe pogosto uporablja poimenovanje „*adaptive management*“, kar v prevodu pomeni prilagodljivo ali pa prilagojeno upravljanje, vendar ga Adamič in Jerina (2006) raje opredelita kot odzivno upravljanje, ker se pri tovrstnem upravljanju učimo na odzivih že izvršenih upravljalvskih ukrepov. Torej se lahko nanaša tudi na učenje upravljalvcev o sistemu, medtem ko ga poskušajo upravljati (Lancia in sod., 1996). Po drugi strani pa Gašperšič (1997) navaja, da poimenovanje adaptivno upravljanje izhaja iz lastnosti sistemov, ki jih na ta način upravljamo. Zaradi samoregulacijskih in samoorganizacijskih lastnosti te sisteme namreč poimenuje adaptivni sistemi, torej sistemi, ki imajo sposobnost adaptacije oz. prilagajanja na nove razmere. Adaptivno upravljanje je torej sinonim za kontrolno metodo, tako kot npr. spoznavno, kognitivno ali odzivno upravljanje.

Nekateri viri navajajo, da so principe adaptivnega upravljanja uporabljale že starodavne civilizacije. Tako naj bi ljudstvo Yap iz Mikronezije po teh principih uspelo kljub pičlim virom več tisoč let ohranjati visoko populacijsko gostoto (Wikipedia, 2010). Prvi začetki sodobne kontrolne metode segajo v leta krog 1900. Sicer je adaptivno upravljanje doseglo večji teoretični razvoj v drugi polovici dvajsetega stoletja z razvojem teorije kibernetike. Razvoj kontrolne metode v Sloveniji je potekal v primerljivem obdobju. Kontrolna metoda se je najprej uveljavila pri gospodarjenju z gozdovi, kjer se je pokazala tudi uporabnost za upravljanje drugih adaptivnih sistemov, pri katerih se upravljalvci soočajo s precejšnjo negotovostjo glede poznavanja sistema. Metoda se je najprej razvila na osnovah praktične uporabe, teoretični temelji pa so bili postavljeni šele pol stoletja kasneje (Vončina in Koren, 1986).

V Sloveniji je bilo še leta 1982 običajno in uzakonjeno, da mora upravljanje z divjadjo temeljiti na poznavanju njene absolutne številčnosti (Simonič, 1982). Spremljalo jo je bonitiranje lovišč, ki je bilo druga podlaga za ugotavljanje usklajenosti divjadi z njenim okoljem. Običajna ocena številčnosti divjadi, ki so jo podali upravljalvci lovišč, je temeljila na priložnostnih opažanjih. Pri tem ni bila preverjena niti velikost vzorca niti ni bilo zadoščeno kriterijem slučajnosti ali sistematičnosti. Če bi želeli številčnost oceniti z zadovoljivo natančnostjo, ki bi bila uporabna za načrtovanje ukrepov, bi to

pomenilo zelo velike stroške (Simonič, 1982). Metode, temelječe na priložnostnem opazovanju, pa dajo premalo točne rezultate (Simonič, 1976).

Deterministično upravljanje na podlagi ugotavljanja dejanskega števila živali je lahko uspešno le ob zelo natančnem spremljanju le-tega, kar pa je povezano z zelo velikimi stroški. V preteklosti uporabljan pristop, v velikem delu Evrope pa še danes, ki temelji na ugotavljanju absolutne številčnosti populacij z nesistematičnim opazovanjem (pavšalna ocena gostote), se je v Sloveniji izkazal za neustreznega.

V letih od 1976 do 1980 so problematiko, ki je nastala pred tem obdobjem, zaradi načina upravljanja v Notranjskem lovskogojitvenem območju rešili prav s kontrolno metodo, ki predstavlja prvi znan prenos te metode v upravljanje divjadi v Sloveniji in tudi širše (Simonič, 1982; Cederlund in sod., 1998). Na podlagi evidentirane smrtnosti in povratnega računa so ocenili minimalno velikost populacije in določili potrebne ukrepe za sanacijo nastalih razmer (tj. izjemno velike gostote in številčnosti jelenjadi). Kritičnost razmer se je kazala v veliki objedenosti gozdnega mladja, poginih jelenjadi in velikih škodah v kmetijstvu. Uvedli so ukrepe povečanega odstrela jelenjadi, ukrepe za izboljšanje habitatov in zimsko krmljene. Kontrolo stanja po izvedenih ukrepih so izvedli na podlagi ugotavljanja sprememb telesnih mas po kategorijah jelenjadi, sprememb mas rogovja lanščakov in jelenov, oplojenosti košut in junic, škod v kmetijstvu in objedenosti gozdnega mladja (Simonič, 1982).

Kasneje zasledimo uporabo kontrolne metode v Sloveniji še v Idrijskem lovskogojitvenem območju (Vončina in Koren, 1986), kjer so jo začeli uvajati že v začetku osemdesetih let prejšnjega stoletja. V letih po letu 1993, ko je prišlo do reorganizacije gozdarstva v Sloveniji, in je bilo načrtovanje upravljanja z divjadjo preneseno na Zavod za gozdove Slovenije, je bila kontrolna metoda uvedena v upravljanje z vso veliko (parkljasto) divjadjo v Sloveniji. Od takrat naprej upravljanje s parkljasto divjadjo pri nas povsod poteka po principih kontrolne metode. Dolgoletna uporaba je prinesla veliko praktičnih izkušenj in tudi napredka pri izvajanju potrebnih postopkov. Trenutno izvajani postopki v okviru kontrolne metode so večinoma zakonsko predpisani (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005; Pravilnik o načrtih ..., 2010).

V Evropi principe kontrolne metode pri upravljanju divjadi uporabljajo še v Franciji in na Norveškem (Cederlund in sod., 1998; Morellet in sod., 2011). V Franciji za namen upravljanja populacije srnjadi uporabljajo niz kazalnikov, odvisnih od gostote populacije, ki pokriva indikatorje relativne populacijske gostote, indikatorje stanja osebkov v populaciji, indikatorje kvalitete habitatov in vplivov populacije na habitat (Cederlund in sod., 1998). Na Norveškem upravljanje podobno kot v Sloveniji temelji na spremljanju letnih nihanj kazalnikov, ki omogočajo oceno sprememb gostot populacij divjadi in njihovega okolja.

Drugod v svetu smo zasledili uporabo adaptivnega upravljanja za namen upravljanja populacij prostoživečih vrst živali še v Združenih državah Amerike in na Japonskem. Notranje ministrstvo Združenih držav Amerike (ZDA) je v okviru posebne delovne skupine za adaptivno upravljanje z namenom implementacije adaptivnega upravljanja (Williams in sod., 2009) izdalo posebno tehnično navodilo, s katerim so opredelili, kaj

je adaptivno upravljanje, kdaj naj se uporablja, kako naj se ga implementira in kako lahko njegov uspeh prepoznamo ter merimo. Sicer iz ZDA poročajo o več primerih praktične uporabe tega pristopa pri upravljanju s prostoživečimi živalmi, npr. vodnimi pticami (Nichols in sod., 1995; Johnson in Williams, 1999; Nichols in sod., 2007), belorepim jelenom (Nielsen in sod., 1997) in črnim medvedom (Riley in sod., 2003). Ob tem so oblikovali več podvrsti adaptivnega upravljanja, ki je namenjeno reševanju specifičnih nalog, npr. uravnavanju odstrela (AHM) (Nichols in sod., 2007), obravnavanju konfliktov (AIM) (Riley in sod., 2003) ali trajnostni rabi obnovljivih naravnih virov (ARM) (Lancia in sod., 1996).

Iz Japonske Kaji in sod. (2010) poročajo o testiranju adaptivnega upravljanja kot orodja pri upravljanju populacij divjih živali. Ugotavljajo, da bi različne oblike upravljanja (upravljanje vira, ekosistemsko upravljanje) lahko sinergistično združili v adaptivnem upravljanju. Le-to je tudi orodje, ki je uporabno za upravljanje populacije v negotovih okoliščinah. Poročila o upravljanju populacije sika jelena na podlagi enostavnih indecev SPUE (ocena gostote na podlagi ocenjenega napora, da opaziš eno žival) in SDR (stopnja upada grmovnega sloja) lahko zasledimo že tudi prej. Poročajo, da oblasti na japonskem otoku Hokaido od leta 1998 naprej pri upravljanju s sika jelenom uporabljajo relativne populacijske indekse (Uno in sod., 2006; Kishimoto in sod., 2010).

6.1.1.2 Principi delovanja

Uporaba kontrolne metode pomeni integracijo programa upravljanja in monitoringa, s katerim sistematično **testiramo domneve z namenom, da upravljanje prilagodimo in se učimo**. Tri komponente adaptivnega upravljanja v ekosistemski praksi so (Stankey in sod., 2005):

- (1) Testiranje domnev, ki pomeni sistematično poskušanje različnih ukrepov za doseg želenega učinka. To ni poskušanje na slepo. Prej pomeni uporabo vsega razpoložljivega znanja za izbiro ustrezne strategije, ki je podprta z domnevo, kako ta strategija deluje. Sledi zbiranje podatkov (monitoring), da določimo, ali je domneva pravilna.
- (2) Prilagajanje vključuje spreminjanje domnev in posredovanje, da se odzovemo na nove, drugačne informacije, pridobljene z monitoringom in izkušnjami.
- (3) Učenje, ki pomeni natančno beleženje načrtovanih in implementiranih procesov ter uspehe in napake le-teh. Učenje omogoča upravljavcem, da oblikujejo in vodijo odločitve bolje in se izognejo tveganjem, na katera so naleteli drugi. Namenjeno je za lastno učenje in za učenje vse skupnosti, ki sodeluje pri upravljanju.

V Sloveniji je načrtovanje upravljanja divjadi v preteklosti, pred uvedbo kontrolne metode, slonelo na ugotavljanju absolutne številčnosti divjadi in na bonitiranju lovišč. Skupaj sta ta dva principa predpostavljala, da poznamo gostoto populacij in nosilno kapaciteto okolja (Simonič, 1982). Tako upravljanje lahko imenujemo klasično ali pa deterministično, ker predpostavlja, da dovolj natančno poznamo upravljeni sistem (Gašperšič, 1997). Ugotavljanje gostot populacij z natančnostjo, potrebno za načrtovanje odstrela, praviloma ni mogoče oz. je povezano z zelo velikimi stroški. Določiti nosilno zmogljivost okolja za neko vrsto pa je zaradi spreminjanja zunanjih dejavnikov (gozdni obrod, temperatura zraka, količina padavin itn.) pogosto celo nemogoče. Z vidika takrat postavljenih ciljev, ki so bili postavljeni v absolutnem številu

živali, se je stvar zdela še nekako smiselna. Vsaj dokler se niso ponekod v okolju pokazali izraziti znaki neusklajenosti v obliki nevzdržnih gospodarskih škod v kmetijstvu in gozdarstvu.

Druga pomanjkljivost determinističnega upravljanja populacij divjadi je v tem, da ne upošteva samoregulacijskih sposobnosti sistema, ki ga upravlja – npr. lastnosti, da se prirastek v populaciji, katere velikost je na 80 % nosilne kapacitete, poveča, če populacijo zmanjšamo (Tome, 2006), ali pa principa nadomestne smrtnosti, ko odstrel do določenega deleža populacije še nima učinkov na velikost populacije, temveč le na obseg naravnih izgub (Sandercock in sod., 2011). V letih od 1976 do 1980 so problematiko, ki je nastala pred tem obdobjem zaradi determinističnega načina upravljanja populacije jelenjadi, v Notranjskem lovskogojitvenem območju rešili prav s kontrolno metodo (Simonič, 1982).

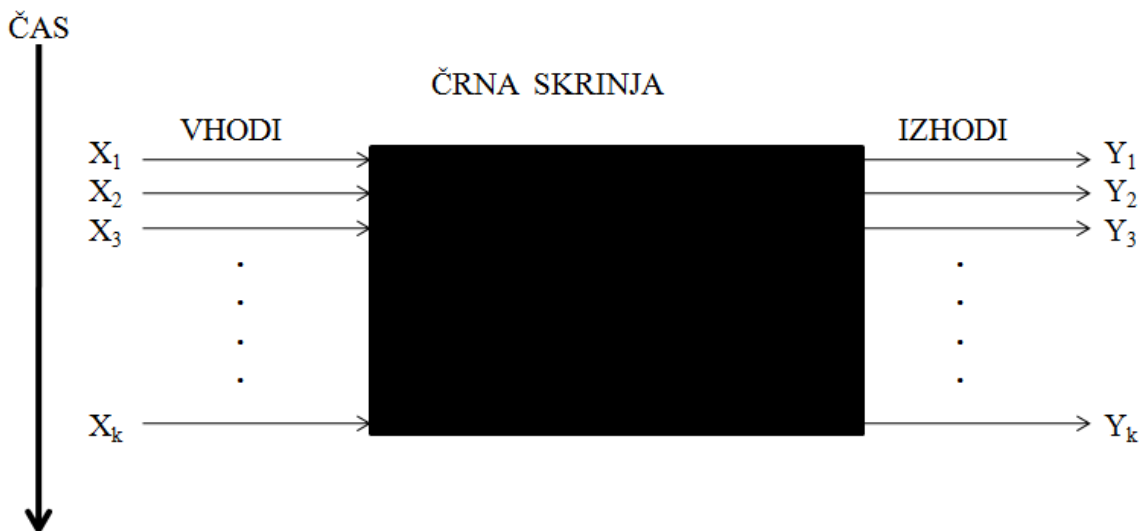
S kontrolno metodo, za razliko od determinističnega načina upravljanja, skušamo neposredno ugotavljati odnos med populacijo in njenim okoljem. Pri tem so tudi cilji upravljanja populacije opredeljeni glede na usklajenost z okoljem, kar omogoča neposredno primerjavo doseženih učinkov s cilji. Ukrepi so tako naravnani neposredno k ciljem in ne k gostotam populacij, ki naj bi domnevno zagotovile dosego upravljaljskega cilja. Kot kazalnik lahko uporabimo tudi relativne kazalnike gostote na podlagi sistematičnega štetja živali (Vincent in sod., 1991).

Kontrolna metoda deluje na principu črne skrinje (pri čemer skušamo z učenjem doseči, da je v času skrinja vse manj »črna«, tj. da sistem spoznavamo) in na principu povratne informacijske zanke. Princip črne skrinje pomeni, da upravljavcu ni nujno poznati sestavin in funkcij upravljanega sistema, če ga obravnava kot celoto in dosledno spremlja vzvode, ki nanj učinkujejo, in spremembe, ki zaradi teh vzvodov nastanejo. Princip povratne zanke pa pomeni prenos informacij, ki jih dobimo na izhodih iz sistema, nazaj na upravljaljske vzvode. V praksi to pomeni spremljanje sprememb v ekosistemih, še posebej učinkov izvedenih ukrepov in prenos tako pridobljenih informacij v proces oblikovanja novih ukrepov. Glede na ugotovljene spremembe v ekosistemu presodimo tudi, ali so bili ukrepi ustrezni. S tem sprotnim prilagajanjem upoštevamo tudi komponento samoregulacije in adaptivnost upravljanega ekosistema, kar v praksi lahko pomeni, da dva na videz enaka ekosistema zelo različno reagirata na enake ukrepe. Vendar pa ustrezno evidentiranje posledic ukrepov omogoča sprotno prožno prilagajanje (Simonič, 1982).

Spremembe stanja spremljamo preko monitoringa z nizom različnih kazalnikov, ki morajo biti prilagojeni specifikam ekosistema oz. predmeta upravljanja. Uporabljeni niz kazalnikov mora pokrivati vsaj indikatorje relativne populacijske gostote, indikatorje stanja osebkov v populaciji, indikatorje kvalitete habitata in indikatorje vplivov populacije na habitat, s čimer zagotovimo ustrezno zanesljivost spremljave sprememb v ekosistemu (Cederlund in sod., 1998).

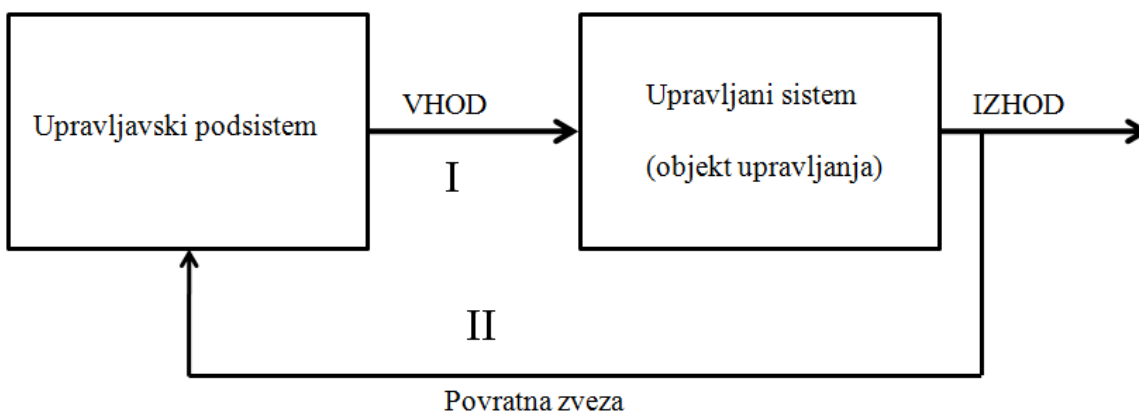
Majhna zanesljivost spremljave (monitoringa) sprememb v ekosistemu zmanjšuje možnost učenja, medtem ko netočna spremljava lahko privede do napačnih zaključkov, ki povzročajo napačne upravljaljske akcije. Zaradi stroškov in porabe časa se je

smiselno omejiti na ključne parametre stanja in razvoja upravljanih ekosistemov, ki jih spreminjamo zaradi izvajanja ukrepov in so hkrati kazalniki stanja celotnega ekosistema (Bončina, 2008). Presoja uspešnosti obsega štiri komponente, ki se med seboj dopolnjujejo, in sicer presoja izvedbe, presoja doseganja ciljev, presoja učinkovitosti in dosedanjega načrta. Presoja uspešnosti gospodarjenja je sestavni del kontrolne metode, saj je izhodišče za vključitev izkušenj v dopolnjene cilje in smernice novega načrta (Bončina, 2008).



Slika 1: Shema principa črne skrinje (Gašperšič, 1997: 84)

Načrtovanje upravljanja z divjadjo, ki je pravzaprav regulator celotnega procesa kontrolne metode, poteka v štirih fazah; (1) analiza (novega) stanja in presoja izvedenih ukrepov (faza ovrednotenje), (2) določanje ciljev in (novih) ukrepov (faza načrtovanje), (3) izvedba ukrepov (faza izvajanje ukrepov) in (4) monitoring (Williams in sod., 2009).

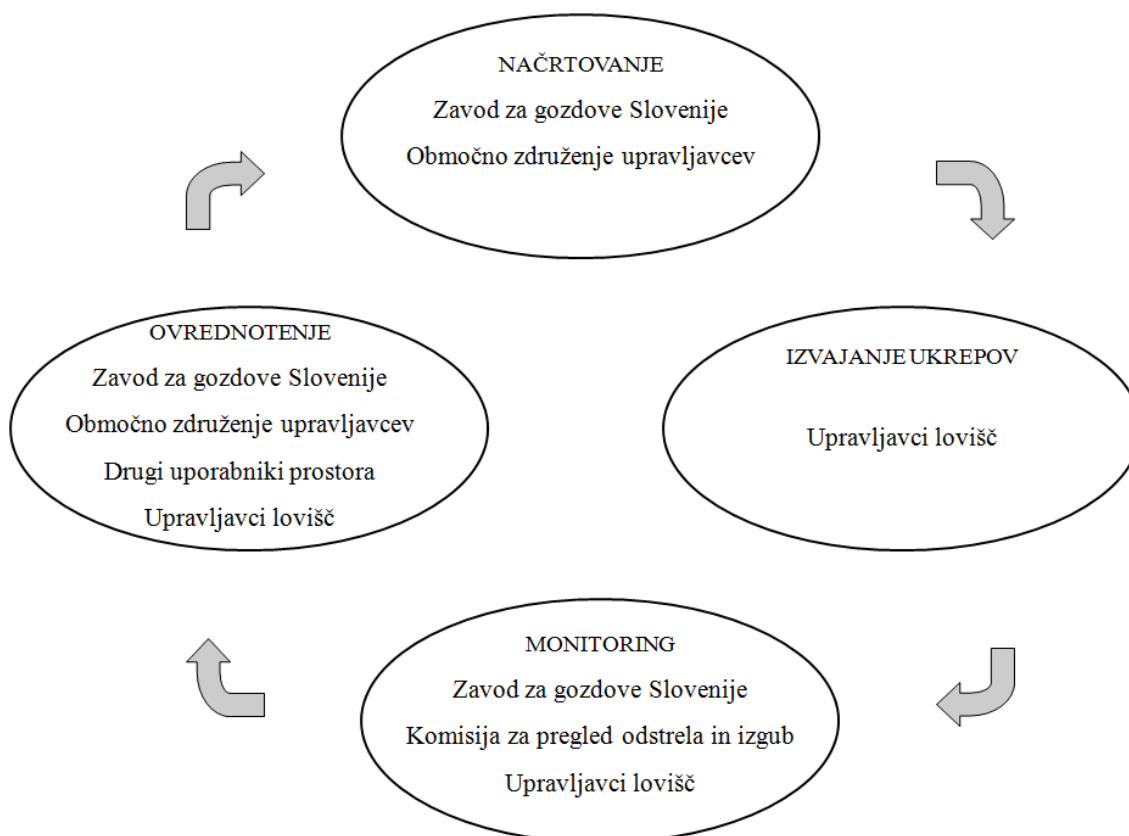


Slika 2: Povratna informacijska zveza (Gašperšič, 1997: 110)

Analizo stanja oz. novega stanja in presojo učinkov izvedenih ukrepov izvedemo na podlagi podatkov monitoringa, s katerim spremljamo razvoj upravljanega ekosistema. Pred začetkom upravljanja nekega sistema zberemo vse možne podatke o njem in določimo ukrepe. V okviru presoje izvedenih ukrepov se naslanjamo na stanje pred izvajanjem ukrepov, na stanje po izvedbi ukrepov in na ukrepe, ki so bili izvedeni. Pomembno je, kakšni ukrepi so bili izvedeni in kakšen učinek smo z njimi dosegli v primerjavi s pričakovanim in želenim učinkom. Pri tem si lahko pomagamo z ustreznimi modeli.

Na podlagi izvedene presoje in ocene stanja ter določenega želenega stanja, ki je naš upravljavski cilj, določimo nove ukrepe. Novi ukrepi vsebujejo spoznanja iz prejšnjih ciklusov in so vedno bolj orientirani k ciljem. Cilji upravljanja morajo biti usklajeni med vsemi deležniki, ki proces poganjajo.

Izvedba ukrepov mora biti načrtovana in točno ter natančno evidentirana. Pomembneje, kot da so ukrepi izvedeni dosledno v skladu z načrtom je, da so točno evidentirani. Pomembneje kot za vsako ceno vztrajati pri izvedbi določenih ukrepov je, da dobimo prave podatke o izvedenih ukrepih, da lahko njihove učinke pravilno ovrednotimo. Prvi izvedeni ukrepi morajo biti previdni, da ne povzročimo katastrofe. S časom, ko sistem spoznavamo, so lahko ukrepi konkretnjši, stanje pa se močneje spreminja.



Slika 3: Shema principa delovanja kontrolne metode (adaptivnega upravljanja) (Stankey in sod., 2005: 4)

Monitoring je pomembna sestavina kontrolne metode, saj brez njega ne bi mogli zaznavati sprememb v ekosistemih, ki so posledica izvedenih upravljavskih ukrepov. Tako ne bi vedeli, kaj smo s svojimi ukrepi pravzaprav dosegli, se iz tega ne bi mogli ničesar naučiti in v upravljanju ne bi mogli napredovati. Še več, če bi s takim upravljanjem nadaljevali, bi lahko povzročili katastrofo. Monitoring izvajamo na posameznih komponentah ekosistema, ki se odzivajo na nam želenih lastnosti. Oblikujemo tako imenovane kazalnike. Ti morajo omogočiti natančno merjenje, sistematično periodično spremljanje in strokovno analizo oz. presojo (Simonič, 1982).

Monitoring mora biti zasnovan tako, da znamo odgovoriti na naslednja vprašanja (Adamič in Jerina, 2006):

1. Kaj bomo z monitoringom spremljali? Izbrati moramo merljive kazalnike, ki so vsebinsko povezani s sistemom upravljanja in v katerih lahko pričakujemo zaznavne spremembe.
2. Kje oz. na kako velikem območju bomo izvajali monitoring? Določiti moramo torej prostorsko komponento.
3. Katere metodološke prijeme bomo vgradili v monitoring? Potrebna je izbira metod spremljave in operativnih sodelavcev glede na cilj upravljanja in velikost območja, na katerem bomo monitoring izvajali.
4. Kakšna je pričakovana odzivnost izbranih kazalnikov na upravljalvske ukrepe?
5. Kakšne so pričakovane razsežnosti sprememb v populacijah?
6. V kakšnem obdobju je mogoče pričakovati zaznavne spremembe merljivih kazalnikov? Določiti moramo pogostost ponavljanja meritev.

Sicer mora monitoring, da bo učinkovit, zadoščati naslednjim pogojem: (1) določen je z dobro utemeljenimi cilji, ki so tesno povezani z nameni upravljanja; (2) spremljati mora niz ustreznih kazalnikov po metodah, ki zagotavljajo podatke brez biasa in ki dajo statistično zanesljive rezultate ter hkrati minimizirajo stroške in logistične probleme; (3) zagotavlja nadaljevanje programa, tudi če se vmes zamenjajo osebe, tehnologije ali cilji programa; (4) zagotavlja dostopno in uporabno informacijo za široko javnost, še posebej politiko (Gibbs in sod., 1999).

6.1.1.3 Prednosti in slabosti kontrolne metode

Koncept adaptivnega upravljanja ima v primerjavi z drugimi načini (predvsem determinističnim upravljanjem populacij divjadi) nekatere pomembne prednosti: (1) omogoča upravljanje kljub slabemu poznavanju upravljanega sistema, (2) ob dodatnem razumevanju sistemov omogoča upravljavcem prilagoditev upravljanja, (3) omogoča prilagajanje na spremenjene okoljske razmere, (4) lahko se stalno dopolnjuje, (5) omogoča učenje, ki temelji na spremljavi in presoji rezultatov upravljalvskega procesa, (6) omogoča uspešno upravljanje kompleksnih in zapletenih sistemov (Williams in sod., 2009). Kontrolna metoda je praviloma precej bolj racionalna, saj ne zahteva dragih monitoringov za spremljanje delovanja ekosistemov, uporabna je za upravljanje zelo zapletenih sistemov, vsebuje manj predpostavk in je zaradi tega dosti bolj robustna (Jerina in Pokorny, 2011).

Nichols in sod. (1995) navajajo sledeče prednosti adaptivnega upravljanja;

1. Metoda zahteva, da so podatki, ki vstopajo v procese odločanja, kar se da točni, kar zmanjšuje negotovost.
2. Adaptivni pristop je dinamičen in upošteva dinamične spremembe populacij v času in bodoče posledice sedanjih ukrepov.
3. Dinamičen in časovno obsežen upravljavski okvir zahteva v prihodnost naravnano upravljanje, ki uravnava trenutne koristi uporabe vira proti prihodnjim koristim in povečevanju možnosti za ohranitev vira in njegove trajnostne rabe.
4. Adaptivno upravljanje vključuje tudi tiste, ki niso lovci, in druge z močnimi naravovarstvenimi interesi, brez izključevanja lovcev.
5. Adaptivno upravljanje oblikuje okvir, v katerem lahko upravljavci in raziskovalci skupaj delajo na temah, ki so pomembne za vsako od skupin.

Adaptivno upravljanje po drugi strani pomeni predvsem odmik od tradicionalnih klasičnih, mehanističnih ali pa živinorejskih principov k ekološkim sonaravnim principom (Lancia in sod., 1996).

Omejitev uporabe kontrolne metode je, da je ni mogoče uporabljati v primerih, ko gre za enkratno odločitev. Če se odločanje ne ponavlja in ne dopolnjuje v času, potem kontrolne metode ne moremo uporabiti. Kontrolna metoda tudi ni smiselna oziroma uspešna, če monitoring oziroma spremljava ne more zagotoviti uporabnih informacij za odločanje. To se lahko zgodi, kadar pogostnost spremljave ni skladna s spremembami sistema ali če ni finančne in/ali organizacijske podpore za izvedbo monitoringa. Kontrolna metoda je okrnjena ali pa ni mogoča v primerih, ko je izvajanje ukrepov omejeno ali pa ukrepov sploh ni mogoče izvajati (Bončina, 2008). Nichols in sod. (1995) kot omejitve pri uporabi kontrolne metode navajajo problematiko izbire modela upravljanja glede vključevanja deležnikov, predpisov in monitoringov ter problematiko spreminjanja ključnih bioloških relacij v populacijah.

Pomanjkljivost kontrolne metode v Sloveniji je tudi v tem, da ne poznamo dovolj dobro odzivnosti na spremembe gostot populacij in okoljskih dejavnikov za kazalnike, ki jih uporabljamo. Tako tudi ne moremo poznati pravih učinkov izvedenih ukrepov. Še močneje se ta pomanjkljivost izrazi, če nismo sposobni zagotoviti točne spremljave kazalnikov, ne glede na vzrok, ki je lahko objektivne narave zaradi oteženih razmer ali pa subjektivne narave, kjer ima tisti, ki monitoring izvaja (sporoča podatke) kakršen koli motiv (npr. izogibanje visokim kaznim), da podatke priredi.

Pomanjkljivost predstavlja tudi neustrezna obdelava podatkov za oblikovanje kazalnikov, npr. zanemarjanje vpliva okoljskih dejavnikov, mešanje podatkov različne kakovosti in nestandardizirana obdelava podatkov. Kazalniki tako lahko podajo nasprotujoče zaključke. Kot pomanjkljivost uporabe kazalnikov lahko navedemo še njihovo nenamensko rabo oz. privzeto rabo, da so vsi uporabljani kazalniki (glej poglavje 6.1.1.5) primerni za spremljavo gostot populacij (Jerina in Pokorny, 2011). Metoda tako zahteva zelo veliko usposobljenost in osebno odgovornost načrtovalcev.

6.1.1.4 Sodobna uporaba pri upravljanju divjadi v Sloveniji

V sodobnem času se kontrolno metodo za upravljanje divjadi uporablja za celo območje Slovenije in za vse vrste parkljaste divjadi (prostoživeče vrste, ki jih je v skladu z zakonom (Uredba ..., 2004) dovoljeno loviti). Uvedena je skozi postopek načrtovanja upravljanja z divjadjo. Lovsko upravljavski načrti so, poleg krovnega področnega zakona in podzakonskih aktov, operativni dokumenti organizacije kontrolne metode. Upravljanje po kontrolni metodi teče v dveh vzporednih ciklih. Dolgoročni, bolj strateški traja 10 let, kratkoročni, bolj operativni pa eno leto. Kljub pomanjkanju znanstvene obravnave kontrolne metode v Sloveniji je ta način upravljanja populacij divjadi v Sloveniji doživel precejšen napredek na nivoju praktične izvedbe in uporabe. Trenutno stanje opisujemo v nadaljevanju.

Analiza stanja in presoja izvedenih ukrepov se opravi v okviru priprave načrtov upravljanja z divjadjo. V okviru dolgoročnega upravljaljskega cikla (10 let) se za preteklo obdobje opravi analizo preteklega upravljanja z divjadjo, analizo opravljenih ukrepov v življenjskem okolju divjadi, opredelitev glavnih problemov upravljanja z divjadjo ter oceno stanja populacij divjadi in oceno stanja življenjskega okolja divjadi s presojo ravnovesja in usklajenosti divjadi z njenim okoljem (Pravilnik o načrtih ..., 2010). Analiza preteklega upravljanja z divjadjo za obdobje preteklih deset let obsega ugotovitev o odstrelu posameznih vrst divjadi po številu in strukturi, ugotovitev o višini, vzrokih in trendih izgub divjadi, ugotovitev bioloških kazalnikov pri uplenjeni parkljasti divjadi, oceno primernosti načrtovanega odvzema v preteklem obdobju in pojasnitev vzrokov za morebitna odstopanja ter ugotovitev o nastalih škodah od in na divjadi v preteklem ureditvenem obdobju. Analiza opravljenih ukrepov v življenjskem okolju divjadi zajema analizo izvedenih ukrepov v habitatih divjadi, analizo ukrepov za izboljšanje prehranskih razmer divjadi in analizo ukrepov za preprečevanje škod od divjadi (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Ocena stanja populacij divjadi se opravi na podlagi analize preteklega upravljanja z divjadjo, na podlagi analize drugih za divjad pomembnih podatkov in s sistematičnimi opazovanji. Temelji na oceni trendov številčnosti populacij divjadi za vse vrste, z oceno prostorske razporeditve posameznih populacij divjadi (v osrednjih in robnih površinah poseljenosti, navezavami na sosednja območja ter ugotovljenim spreminjanjem življenjskega prostora), na oceni medsebojnih vplivov populacij različnih vrst divjadi, na oceni spolne in starostne strukture pri parkljasti divjadi ter na oceni zdravstvenega stanja pri vrstah divjadi, kjer je to ugotovljeno na podlagi podrobnejše analize izgub pri posameznih vrstah, raziskav v zadnjem analiziranem obdobju ali na podlagi sistematičnih spremljanj s strani pristojnih institucij (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Ocena stanja življenjskega okolja divjadi vsebuje zlasti analizo prehranskih in bivalnih razmer za posamezne vrste divjadi in analizo vplivov druge rabe prostora na bivalne razmere. Presoja naravnega ravnovesja in usklajenosti divjadi z njenim okoljem je izdelana na podlagi analize trendov bioloških in gospodarskih kazalnikov. Zlasti trendov zdravstvenega stanja divjadi, telesnih mas uplenjene parkljaste divjadi in mas rogovja uplenjene divjadi pri samcih iz družine jelenov, trendov vpliva parkljaste divjadi na gozdno vegetacijo (objedenost gozdnega mladja, obgrizenost in lupljenje), s

poudarkom na objedenosti gozdnega mladja, trendov evidentiranih škod, ki jih divjad povzroča na kmetijskih kulturah, domačih živalih in objektih, ter trendov vplivov druge rabe prostora na divjad (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

V okviru letnega (kratkoročnega) upravljskega cikla se opravi analizo stanja in presojo načrtovanih in izvedenih ukrepov za zadnjih pet let s poudarkom na zadnjem letu. Obsega analizo izvrševanja načrtovanih ukrepov upravljanja z divjadjo, analizo izvrševanja načrtovanih ukrepov v življenjskem okolju divjadi, oceno stanja populacij divjadi ter oceno stanja populacij divjadi glede na izvršene ukrepe ter presojo naravnega ravnovesja in usklajenosti divjadi z njenim okoljem (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Analiza preteklega upravljanja z divjadjo vsebuje podatke za obdobje predhodnih petih let s poudarkom na zadnjem letu, še posebej ugotovitev stopnje uresničevanja načrtovanega odvzema posameznih vrst divjadi po številu in spolni ter starostni strukturi in pojasnitev vzrokov za morebitna odstopanja, ugotovitev višine, vzrokov in trendov izgub divjadi, oceno stopnje uresničevanja načrtovanega odvzema v preteklem obdobju in pojasnitev vzrokov za morebitna odstopanja, presojo uspešnosti gospodarjenja z divjadjo ter izvajanja ukrepov za vzdrževanje naravnega ravnovesja in usklajenosti divjadi z okoljem ter ugotovitev gibanja telesnih mas pri uplenjeni parkljasti divjadi in mas rogovja pri uplenjenih dve- in večletnih samcih pri vrstah evropska srna, navadni jelen in damjak.

Analiza opravljenih ukrepov v življenjskem okolju divjadi zajema analizo ukrepov za ohranitev habitatov, analizo ukrepov za izboljšanje prehranskih razmer divjadi in analizo ukrepov za preprečevanje škod od in na divjadi, pri čemer se za obdobje predhodnih štirih let v primerjavi z zadnjim letom ugotovi stopnja uresničevanja načrtovanih ukrepov, pojasnijo vzroki za morebitno neizpolnitev načrtovanih ukrepov in presodi učinkovitost oziroma ustreznost opravljenih ukrepov (Pravilnik o načrtih ..., 2010). Na podlagi analize preteklega upravljanja z divjadjo in opravljenih ukrepov v življenjskem okolju divjadi se na ravni LUO opredeli tudi temeljne probleme pri upravljanju z divjadjo.

Ocena stanja populacij divjadi se na podlagi analize preteklega upravljanja z divjadjo, na podlagi analize drugih za divjad pomembnih podatkov ter s sistematičnimi opazovanji ugotavlja za obdobje predhodnih petih let s poudarkom na zadnjem letu. Temelji na ocenah trenda številčnosti populacije v primerjavi s preteklimi leti, njene prostorske porazdelitve, medsebojnih vplivov različnih vrst divjadi, sestave populacije po spolu in starosti in zdravstvenega stanja populacij (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Presoja naravnega ravnovesja in usklajenosti divjadi z njenim okoljem se ugotavlja za obdobje zadnjih pet let s poudarkom na zadnjem letu na podlagi analize bioloških in gospodarskih kazalnikov. Zlasti trendov zdravstvenega stanja divjadi, telesnih mas pri uplenjeni parkljasti divjadi in mas rogovja pri uplenjenih dve in večletnih samcih pri vrstah srna, navadni jelen in damjak, trendov povzročenih škod od divjadi na gozdni vegetaciji, zlasti stopnje objedenosti gozdnega mladja, kjer se prikažejo podatki zadnjega popisa objedenosti, ki so na voljo, trendov povzročenih škod, ki jih divjad

povzroča na kmetijskih kulturah, domačih živalih in objektih, in trendov povzročenih škod na divjadi (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Določanje ciljev in usmeritev ukrepov poteka v okviru dolgoročnega ciklusa, v okviru kratkoročnega ciklusa pa se določa kratkoročne oz. prilagojene cilje upravljanja z divjadjo in konkretne ukrepe. Cilji za upravljanje z divjadjo po posameznih vrstah morajo vsebovati opredelitev trenda relativne številčnosti (naraščanje, ohranjanje, zmanjševanje) in prostorske razporeditve divjadi po posameznih vrstah (dopuščanje širjenja ali preprečevanje širjenja), določitev ciljne starostne, spolne in kakovostne strukture populacije za vrste parkljaste divjadi, določitev ciljnih razmerij med populacijami posameznih vrst divjadi in ciljno stanje življenjskega okolja divjadi glede bivalnih in prehranskih razmer. Opredelitev usmeritev za upravljanje z divjadjo po posameznih vrstah na podlagi opredeljenih ciljev vsebuje usmeritve za določitev ukrepov v populacijah divjadi, določitev osrednjih in robnih površin življenjskega prostora posameznih populacij divjadi za doseganje želene ciljne številčnosti ter smeri širjenja populacij divjadi, usmeritve za opazovanje in spremljanje številčnosti, strukture in zdravstvenega stanja divjadi, usmeritve za izboljšanje prehranskih in bivalnih razmer divjadi ter usmeritve za preprečevanje škod od in na divjadi (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Prilagojene cilje upravljanja z divjadjo in ukrepe za ohranitev populacij divjadi se v letnem načrtu območja navede le v primeru sprememb od izhodiščnih ciljev iz dolgoročnih območnih načrtov. Prilagojene cilje se navede v primeru določitev morebitne drugačne ciljne starostne, spolne in kakovostne strukture populacije za posamezne vrste divjadi, v primeru določitev morebitnih drugačnih ciljnih razmerij med populacijami posameznih vrst divjadi in v primeru morebitnega drugačnega ciljnega stanja življenjskega okolja divjadi glede bivalnih in prehranskih razmer. Prilagojene cilje za zagotovitev naravnega ravnovesja med divjadjo in okoljem, če ti odstopajo od predvidenih ciljev iz območnih načrtov, se navede za trajnostno gospodarjenje s populacijami divjadi in njihovih habitatov po vrstah divjadi, za ukrepe za zagotovitev naravnega ravnovesja med divjadjo in okoljem ter za ukrepe za trajnostno gospodarjenje s populacijami divjadi in njihovimi habitatami po vrstah divjadi (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Ukrepi za ohranitev populacij divjadi se vrstno, količinsko in prostorsko opredelijo kot ukrepi za nego habitatov divjadi v gozdnem in negozdnem prostoru, kot ukrepi za izboljšanje prehranskih razmer divjadi, kot ukrepi za preprečevanje škod od in na divjadi in kot ukrepi v populacijah posameznih vrst divjadi. Z ukrepi v populacijah posameznih vrst divjadi so določeni odvzem divjadi ter morebitno naseljevanje ali dodajanje divjadi. Določitev odvzema vsebuje število ter spolno in starostno strukturo za odvzem predvidenih osebkov skupaj z dopustnimi odstopanji, priporočilo za časovno dinamiko odvzema za posamezne vrste oziroma kategorije parkljaste divjadi in kriterije za prostorsko porazdelitev odvzema po skupinah lovišč oziroma po posameznih loviščih (Pravilnik o načrtih ..., 2010).

Ukrepe v populacijah divjadi izvajajo upravljavci lovišč, ki so v večini lovske družine, ki lovišča upravljajo na podlagi koncesijskih pogodb. Lovišča, ki pokrivajo 13 %

države, upravljajo državni zavodi. To so tako imenovana lovišča s posebnim namenom. Za vse, ki upravljajo lovišča, uporabljamo enoten izraz upravljavci lovišč. Izvedbo ukrepov po loviščih se predpiše z letnimi načrti lovišč, ki so izvedbene narave in vsebujejo poleg načrtovanih ukrepov tudi poročilo o dejanski izvedbi ukrepov ter poročilo o poravninah škod od divjadi na kmetijskih in gozdnih kulturah (Pravilnik o načrtih ..., 2010). Ukrepi so deljeni na biomeliorativne in biotehniške ukrepe, odvzem divjadi iz narave in dodajanje divjadi v naravo.

Biomeliorativni ukrepi so ukrepi, s katerimi upravljavci lovišč spreminjajo strukturo habitatov tako, da so bolj ustrezni za divjad, kateri so namenjeni. Pod te ukrepe štejemo vzdrževanje pašnikov s košnjo, pripravo pasišč za divjad, vzdrževanje grmišč, vzdrževanje remiz za malo divjad, vzdrževanje gozdnega roba, sajenje in vzdrževanje plodonosnega drevja in grmovja, izdelavo in vzdrževanje kaluž, izdelavo in vzdrževanje večjega vodnega vira ter zimsko sečnjo.

Biotehniški ukrepi so ukrepi, s katerimi upravljavci lovišč neposredno vnašajo dodatno energijo v habitate divjadi. Pod te ukrepe štejemo vse oblike krmljenja, dodajanje soli in krmne njive. Krmljenje se v načrtih deli po namenu, in sicer na zimsko (dopolnilno krmljenje divjadi v času pomanjkanja hrane v naravi), preprečevalno (krmljenje v času zorenja poljščin z namenom odvrčanja divjadi in s tem preprečevanja škode) ter privabljalno krmljenje (krmljenje z namenom privabljanja divjadi za odstrel ali opazovanje).

Odvzem divjadi je najpomembnejši ukrep za uravnavanje gostot populacij. Obsega vso evidentirano mortaliteto, kar pomeni, da so v to evidenco vključeni podatki o odstrelu divjadi in o vseh drugih vzrokih smrtnosti, npr. povoz na cesti, pokošena divjad, pogin zaradi bolezni, pogin zaradi napada zveri ali psov in podobno. Vso ostalo smrtnost, razen odstrela, z eno besedo poimenujemo izgube, kar je tradicionalno poimenovanje z lovsko gospodarskega vidika. Z letnimi načrti območij je odvzem predpisan za območje in je kasneje razdeljen po loviščih, kar je v načrtih lovišč tudi zapisano. Načrt npr. srnjadi je načrtovan s številko v določeni višini, od katere je dopustno odstopanje pri realizaciji $\pm 15\%$. V primeru nespoštovanja določil načrta je upravljavcem lovišč zagrožena kazen v višini petih minimalnih bruto plač v Sloveniji (4.000 EUR) (Zakon o ohranjanju ..., 2004). Dodajanje divjadi je omejeno na nekaj vrst (fazan, jerebica), ki se jih dodaja zaradi lova.

Prvi monitoringi v okviru kontrolne metode, ki so bili v Sloveniji uvedeni v Notranjskem lovskogojitvenem območju v sedemdesetih letih prejšnjega stoletja za upravljanje jelenjadi, so spremljali telesne mase osebkov, mase rogovij jelenov, oplojenost košut in junic ter zdravstveno stanje uplenjenih živali. V okolju so spremljali objedenost gozdnega mladja in škodo v kmetijstvu (Simonič, 1982).

Z letom 2004 je bil predlagan in delno uveden nov monitoring, ki je bil dokončno implementiran z novim Zakonom o divjadi in lovstvu iz leta 2004 in na njegovi podlagi sprejetimi podzakonskimi akti (Uredba ..., 2004). S tem je bil osnovan osrednji slovenski register velike lovne divjadi in velikih zveri (Adamič in Jerina, 2006). Posebnost je v tem, da poleg podatkov o telesnih značilnostih posameznega osebk

vsebuje tudi podatek o lokaciji odvzema, ki ni več lovišče, temveč kvadrant velikosti 1 x 1 km. O posameznih osebkih, odvzetih iz narave, se tako zabeleži lovišče, datum, vrsto živali, spol, starost, vzrok odvzema, kraj odvzema, kvadrant, biološko maso, transportno maso, maso trofeje, oceno trofeje in kategorijo divjadi. Register prostorsko pokriva celo Slovenijo, pri zbiranju podatkov pa sodelujejo vsi upravljavci lovišč. Zbiranje podatkov na ta način je zakonsko predpisano in se od leta 2005 dalje redno izvaja (Uredba ..., 2004).

V zadnjih dolgoročnih načrtih (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011) zasledimo, da se preteklo upravljanje s populacijami divjadi ocenjuje na podlagi: (1) objedenosti gozdnega mladja, (2) drugih poškodb gozdnega drevja, (3) statistike evidentirane smrtnosti živali, (4) realizacije načrtovanih ukrepov, (5) mase rogovij, (6) telesnih mas osebkov, (7) preliminarne predlogov odvzema s strani upravljavca lovišča, (8) škod na kmetijskih in gozdnih kulturah, (9) prostorskega pojavljanja vrste in (10) zdravstvenega stanja populacij. Dokaj enotno uporabljeni so le tisti podatki, katerih zbiranje je predpisano s pravilnikom (št. 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8 in 10) (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

6.1.1.5 Aktualni kazalniki, ki se uporabljajo v Sloveniji

Aktualni kazalniki, ki jih v Sloveniji trenutno uporabljamo, so bili izbrani izkustveno na podlagi predloga, ki je bil oblikovan v začetkih kontrolne metode v Sloveniji (Simonič, 1982). Razen objedenosti gozdnega mladja, ki so jo podrobneje analizirali Jerina in sod. (2008), drugi znaki v Sloveniji do nedavnega niso bili podrobneje obravnavani z namenom oblikovanja kazalnikov, so pa bili v letih 2011–2013 zelo temeljito analizirani v sklopu CRP projekta *Določitev najbolj primernih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega okolja pri adaptivnem upravljanju* (Jerina in sod., 2013; Stergar in sod., 2014), katerega del predstavlja tudi pričujoča magistrska naloga. Pri pregledu aktualnih dolgoročnih načrtov (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011) smo zasledili, da se za presojo stanja populacij uporablja objedenost gozdnega mladja, druge poškodbe gozdnega drevja, statistiko odvzema divjadi, telesno maso rogovja, telesno maso osebkov, izgube divjadi, škodo od divjadi in zdravstveno stanje divjadi.

Objedenost gozdnega mladja je za namen uporabe kazalnika v kontrolni metodi obravnavana v eni raziskavi (Jerina in sod., 2008), vendar izsledki te raziskave trenutno v načrtovanju upravljanja z divjadjo niso upoštevani. Objedenost se spremlja že od leta 1996. Popisi so bili izvedeni v letih 1996, 2000 in 2004 ter po prenovljeni metodi prvi popis v dveh delih v letih 2009 in 2010, drugi pa deloma v letu 2013. V letih 1998 in 2002 sta bila izvedena popisa po poenostavljenem postopku glede na popis v obdobju 1996–2002. Rezultati popisa objedenosti med vsemi tremi načini popisa niso enostavno primerljivi.

Aktualni popis se izvaja na popisnih ploskvah velikosti 2 x 10 m. Izhodišče za postavitev ploskev sta mreža ploskev gozdne inventure in sestojna karta mladovij in debeljakov z več kot 10 % deležem mladja. Na vsaki ploskvi se popiše vsaj 50 ali 100 osebkov mladja, visokega od 16 do 150 cm. Če je na ploskvi več kot 100 osebkov, se

popis zaključi s tistim kvadratnim metrom, v katerem se prešteje stoti osebek. Pri popisu se za vsak popisani osebek zabeleži drevesno vrsto, višinski razred, ali je bil terminalni poganjek objeden v zadnjem letu in ali je bil terminalni poganjek objeden v območju 1/3 od sredine statističnega razreda, v katerega spada, merjeno od vrha osebkov navzdol (ZGS, 2009). Iz rezultatov popisa se v načrtih upravljanja z divjadjo navaja podatke o številu in deležu drevesnih vrst v mladju po višinskih razredih od 15 do 30 cm, od 31 do 60 cm, od 61 do 100 cm in od 101 do 150 cm, kar lahko služi kot kazalnik razvoja gozdnega mladja in njegovega potenciala za oblikovanje zmesi kasnejših sestojev. Iz podatkov ni oblikovan kazalnik usklajenosti parkljaste divjadi z njenim okoljem, npr. objedenost bukve v deležu objedenih osebkov od vseh popisanih ali delež objedenosti v prehrani divjadi priljubljenih, srednje priljubljenih in manj priljubljenih drevesnih vrst (Jerina in sod., 2008).

Druge poškodbe gozdnega drevja zajemajo podatke o lupljenju, drgnjenju in obrizenju drevesne skorje, ki jih povzroča predvsem jelenjad. Najpogostejše so v smrekovih drogovnjakih. Zbiranje podatkov poteka na podlagi spremljanja gospodarjenja s temi gozdovi, prijave škod od divjadi (jelenjadi) v gozdu in opredeljenih potreb po preventivnih ukrepih za preprečevanje tovrstne škode. Podatki niso zbirani sistematično, niso statistično obdelani in niso oblikovani v kazalnik (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Statistika odvzema divjadi iz narave obsega podatke o vrstah divjadi, spolu, starostni kategoriji (v letih ali starostnih razredih) in vzroku smrti. Iz tako zbranih podatkov se v okviru načrta izvede presojo realizacije načrtovanega odvzema (ki je načrtovan, za neustrezno realizacijo pa so zagrožene visoke kazni), trend skupnega odvzema, strukturo odvzema ter strukturo in trende izgub. Delež evidentiranih izgub od vseh izgub, ki nastanejo v populaciji, ni poznan. Podatke so dolžni zbirati upravljavci lovišč in o odvzemu poročati na predpisanih obrazcih tekoče preko leta za posamezna tromesečja. V začetku tekočega leta je za posamezno lovskoupravljaljsko območje (v Sloveniji jih je 15, velikosti od 730 do 2.312 km²) izveden pregled odstrela in izgub divjadi za preteklo leto, kjer morajo upravljavci lovišč izvedeni odvzem parkljaste divjadi iz narave (lovišč) dokazati z materialnimi dokazi. Materialni dokazi so spodnja leva čeljustnica in trofeja pri srnjadi, jelenjadi in damjaku, trofeja pri muflonu (pri samicah in mladičih pa spodnja leva čeljustnica), gamsu in kozorogu ter spodnja čeljust oz. njen prednji del pri divjem prašiču. Ob tem pregledu se preverja tudi starost in spol iz narave odvzetih živali, kolikor je na podlagi predloženega materiala mogoče (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005).

V načrtih se te podatke podrobno predstavi in analizira. V okviru analize stanja ter presoje načrtovanih in izvedenih ukrepov se prikaže realizacijo odvzema po spolni in starostni strukturi, po vzrokih smrti in v primerjavi z načrtom. Ugotavlja se trende sprememb tekom let po višini odvzema in njegovi prostorski razporeditvi. Spremembe so prikazane grafično. Vplivov neciljnih spremenljivk se statistično ne ugotavlja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Kvalitativno je ta kazalnik predstavljen v poglavjih 6.2.15 in 7.2.3.7.

Masa rogovja je obravnavana v okviru analize stanja ter presoje načrtovanih in izvedenih ukrepov pri srnjadi, jelenjadi in damjaku. Trofejo predstavlja rogovje z delom lobanje, ki mora biti popolnoma očiščena mehkih tkiv in ustrezno odrezana. Podatke so dolžni zbirati upravljavci lovišč in enkrat letno, v začetku leta za preteklo leto, na pregledu odstrela in izgub divjadi poročati komisiji. Komisija pri tem kontrolira pripravo trofeje in določen delež trofejnih mas. V načrtih se mase trofej prikaže ločeno po starostnih kategorijah (pri jelenjadi, npr. jeleni 2–4 leta, 5–9 let ter 10 let in starejši), po katerih se s pomočjo indeksa z osnovo v prvem letu obdobja nato ugotavlja trend razvoja trofejnih mas tekom let. Vplivov neciljnih spremenljivk se statistično ne ugotavlja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Telesna masa osebkov je obravnavana v okviru analize stanja ter presoje načrtovanih in izvedenih ukrepov pri srnjadi, jelenjadi, damjaku, muflonu, gamsu, kozorogu in divjem prašiču. Podatke so dolžni zbirati upravljavci lovišč ob zbiranju uplenjene divjadi v zbiralnicah in pred prodajo odkupovalcu. Tehtajo dvakrat, prvič za biološko telesno maso (trupla brez drobovine) in drugič za transportno telesno maso (še dodatno brez nog in glave ter po očiščenju strelnih poškodb). V načrtih so prikazane povprečne biološke letne telesne mase za posamezne vrste divjadi po spolnih in starostnih razredih. Ugotavlja se trende razvoja telesnih mas na podlagi indeksa z osnovo v prvem letu obdobja. Vplivov neciljnih spremenljivk se statistično ne ugotavlja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Izgube divjadi (vsa ostala evidentirana mortaliteta razen odstrela) se obravnava v okviru analize stanja ter presoje načrtovanih in izvedenih ukrepov pri srnjadi, jelenjadi, damjaku, muflonu, gamsu, kozorogu in divjem prašiču. Podatke se zbira v okviru zbiranja podatkov statistike odvzema. Evidentirane izgube, prav tako kot odstrel, sodijo v realizacijo načrta. Evidentiranje izgub je priložnostno in ni sistematično. Kolikšen delež od vseh izgub je evidentiranih, ni poznano. V analizah so prikazane izgube po vzrokih izgub za posamezno vrsto in delež izgub od skupnega odvzema. Spremembe tekom let so prikazane grafično. Vplivov neciljnih spremenljivk se statistično ne ugotavlja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Škoda je obravnavana v okviru analize stanja ter presoje načrtovanih in izvedenih ukrepov za vse vrste divjadi, od katere se jo evidentira. Škoda od divjadi je prikazana v denarnih enotah v skupnem znesku za območje ali na 100 ha, ločeno po živalskih vrstah in skupinah kultur. Podatke so dolžni zbirati upravljavci lovišč in jih poročati Zavodu za gozdove v okviru poročila o izvedbi letnega načrta lovišča. Prikazani so podatki o obsegu površine škode ali obsegu škode v kg oz. številu ter podatki o višini poravnave za škodne dogodke. Poravnave so sklenjene v denarju, materialu (v poročilu prikazano v denarju) ali delavnih urah za odpravo škode. Spremembe tekom let so prikazane grafično. Vplivov neciljnih spremenljivk se statistično ne ugotavlja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Zdravstveno stanje populacij se spremlja na podlagi podatkov o izgubah divjadi in sicer po vzrokih poginov zaradi bolezni in garij. Podatke zbirajo upravljavci lovišč v okviru beleženja izgub divjadi, ki sodijo v realizacijo načrtovanih kvot. Zbiranje teh podatkov je priložnostno in ni sistematično. V načrtih so prikazani skupaj za posamezne

živalske vrste po letih. Kazalnik iz podatkov ni oblikovan, naveden je le komentar o zdravstvenem stanju posamezne vrste. Vplivov neciljnih spremenljivk se statistično ne ugotavlja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

6.1.2 Primerjava načrtovanja upravljanja s parkljarji med Slovenijo in ostalim delom Evrope

6.1.2.1 Stanje

Stanje na področju načrtovanja upravljanja divjadi opredeljujemo in primerjamo na podlagi stanja populacij parkljaste divjadi, administrativnih okvirov upravljanja parkljarjev, s poudarkom na sodelovanju deležnikov, izpostavljene upravljavske problematike in najdenih dejavnikov, ki prispevajo k uravnoveženju razmerja sil med deležniki oz. to ravnotežje rušijo.

Gostote vrst divjadi po številu živali zaradi različne velikosti osebkov, s tem različnih energetskih potreb in različnih vplivov na okolje niso neposredno primerljive. Primerjavo pogostosti divjadi po evropskih državah smo tako izvedli glede na gostoto biomase, ki smo jo ocenili na podlagi ocene velikosti populacij (Apollonio in sod., 2010a) in povprečne telesne mase odrasle samice za posamezno vrsto. Na ta način ocenjujemo, da ima izmed parkljaste divjadi v največ evropskih državah največjo biomaso divji prašič (največjo v 17 državah in srednjo v 3 državah), sledi navadni jelen (z največjo biomaso v 10 državah in srednjo v 10 državah), šele na tretjem mestu pa je srnjad (največja biomasa v 6 državah in srednja v 17 državah). To so tudi tri vrste, ki so bistveno bolj pogoste od vseh ostalih vrst parkljaste divjadi. Kot četrto vrsto po biomasi smo opredelili damjaka, ki je prisoten v 21 od 26 držav, od tega v 18 državah z nizko, v treh pa s srednjo biomaso. Kot peto vrsto po biomasi smo opredelili losa, ki je prisoten v 11 državah, od tega v treh državah z največjo in v treh s srednjo biomaso. Po biomasi sledijo še muflon, gams, sika jelen, kozorog, evropski bizon in druge vrste. Skupaj naj bi v Evropi živelo 22 vrst prostoživečih parkljarjev.

Divjad je v evropskih državah opredeljena kot last skupnosti (Finska, Hrvaška, Italija, Litva, Madžarska, Nizozemska, Poljska, Portugalska, Romunija, Nemčija, Slovenija, Švica) ali nikogaršnja (Avstrija, Belgija, Češka, Estonija, Latvija, Norveška, Španija, Švedska, V. Britanija) lastnina. Bolj kot status divjadi je za načrtovanje upravljanja pomembno, kdo ima pravico upleniti divjad. Generalno velja, da ima v primeru, da je divjad nikogaršnja last, to pravico lastnik zemljišča, pri čemer je lahko omejena minimalna površina zemljišča, kjer lahko to pravico izvaja, ali pa tudi ne. Če je divjad last družbe (ali države), se lovno pravico običajno podeli preko v ta namen oblikovanih lovišč, ki imajo predpisano minimalno površino, lahko ločeno za posamezne vrste divjadi ali celo kategorije (Apollonio in sod., 2010a; Putman, 2011). Posebnost je Švica, kjer poleg lovišč poznajo tudi oddajo lova na podlagi licenc (Imesch–Bebie in sod., 2010).

Administrativna okolja pa poleg prej navedenih temeljev upravljavskih sistemov določajo tudi deležnike, ki v teh sistemih delujejo. V Sloveniji in drugih evropskih

državah smo zasledili podobne deležnike. Poleg državnih, regionalnih in lokalnih oblasti sodelujejo še lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice (oboje lahko tudi v obliki združenj) ter naravovarstvene in druge nevladne organizacije, katerih cilj delovanja je povezan z ohranjanjem narave ali preprečevanjem lova (Pravilnik o načrtih ..., 2010). Izkušnje iz lovskoupravljaljskega načrtovanja v Sloveniji kažejo, da izmed skupin deležnikov (organizacije s področja varstva narave, nasprotniki lova, organizacije lastnikov zemljišč, lovske organizacije, organizacije s področja javne uprave) najpogostejše in najbolj aktivno pri oblikovanju letnih kvot odvzema sodelujejo lovske organizacije in organizacije lastnikov zemljišč. Posebna vloga teh dveh skupin deležnikov v procesu lovskoupravljaljskega načrtovanja je utemeljena tudi z neposrednim učinkom kvalitete upravljanja divjadi nanje. Na druge nevladne deležnike so vplivi posredni ali jih sploh ni.

Pojavljanje škode od divjadi na kmetijskih in gozdnih kulturah je izpostavljeno kot problem v primerih, ko lastnik zemljišča in koristnik lovne pravice nista ista oseba oz. lahko rečemo, da je verjetneje izraženo kot problem, če je relacija med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice daljša. Pomembna je torej predvsem percepcija, dojemanje poškodb divjadi kot škode. V primeru, da lastnik sam izvaja tudi lov, je njegovo dojemanje vplivov divjadi drugačno kot v primeru, ko to počne nekdo drug. Veliko je odvisno tudi od administrativne urejenosti relacije. V Švici imajo npr. v primerjavi z ostalimi državami relativno dolgo relacijo med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice, a so kljub temu uspešni pri omejevanju škod od divjadi (Imesch-Bebie in sod., 2010).

Na podlagi administrativne ureditve dodeljevanja lovne pravice se tvorijo različno dolge relacije med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice. Te so kratke, če je lastnik zemljišča in koristnik lovne pravice ista oseba oz. tem daljše, več ko je posrednikov med njima. Daljša ko je relacija, bolj mora biti administrativno okolje izpopolnjeno, načrti za upravljanje divjadi pa bolj kompleksni. V šestih od 26 evropskih držav ne izdelujejo načrtov za upravljanje parkljaste divjadi, v 10 državah pa je upravljanje deloma ali v celoti nenačrtno.

V Sloveniji je celotno upravljanje s parkljasto divjadjo načrtovano, a kljub temu ne moremo trditi, da je bistveno uspešnejše kot v ostalih evropskih državah. Pravzaprav beležimo zelo podobno problematiko kot v večini ostalih držav (Apollonio in sod., 2010a). V državah so kot najbolj problematične izpostavljene škode od divjadi na kmetijskih (26/26 držav) in gozdnih kulturah (20/26 držav), poleg tega pa še trki divjadi z vozili (12/26 držav) in premajhna upravljavska območja (7/26 držav).

Trki vozil in divjadi se pojavljajo po vsej Evropi (Langbein in sod., 2011), niso pa v vseh državah posebej izpostavljeni kot upravljavski problem. Že v Sloveniji lahko zasledimo ta razkorak. Izgube zaradi prometa pri srnjadi pomenijo cca 20 % evidentirane letne smrtnosti, raziskovalci se pri nas zelo intenzivno ukvarjajo s problemom trkov divjadi in vozil, medtem ko v upravljavskih načrtih ta problematika praviloma ni posebej izpostavljena oz. je njeno reševanje prepuščeno samim upravljavcem lovišč, načrti pa se je praviloma ne lotevajo tudi v delih, ko bi se je morali (Pokorny in sod., 2008; Marolt, 2010; Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

Problemатike premajhnih upravljavskih območij v Sloveniji ne poznamo. Tudi sicer je v drugih evropskih državah vezana na države, kjer nimajo oblikovanih upravljavskih območij.

6.1.2.2 Cilji

Generalni cilji upravljanja s populacijami parkljarjev so v vseh obravnavanih državah zelo podobni. Na eni strani ohranitev populacij v ugodnem stanju za njihovo ohranitev in na drugi strani zagotoviti njihovo usklajenost z okoljem, v katerem živijo oz. v stanju, ko prekomerno ne ogrožajo človeka in njegovih dejavnosti. Pri slednjem mislimo predvsem na usklajenost s kmetijstvom in gozdarstvom, ki sta dejavnosti, na kateri ima parkljasta divjad največji neposreden vpliv. Torej med interesnimi skupinami (deležniki) lovstva na eni strani in kmetijstva in gozdarstva na drugi. V interesu lovstva so visoke gostote populacij (več lova in prihodkov od lova – lahko koristi tudi drugim), v interesu lastnikov zemljišč pa nizke (manj nepredvidenih dogodkov, manj proizvodnih stroškov), kar se tudi v praksi izraža kot nasprotujoče (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Kot vedno pomembnejši cilj se prepoznava tudi trajnostna raba divjadi kot naravnega vira. V Sloveniji na nivoju zakonodaje ta cilj še ni priznan (Zakon o divjadi in lovstvu ..., 2004).

V nekaterih državah je kot pomemben upravljavski cilj izpostavljeno tudi zmanjšanje števila trkov divjadi in vozil. V Sloveniji v lovskoupravljaljskih načrtih trki divjadi z vozili v večini niso (le v treh od 15 območnih načrtih) obravnavani kot upravljavski problem (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Tako v zvezi s trki vozil in divjadi tudi ne zasledimo posebnih upravljavskih ciljev. Kljub temu so načrtovani in s strani upravljavcev lovišč izvajani številni ukrepi za preprečevanje trkov.

6.1.2.3 Ukrepi

Najpogostejši ukrep za reševanje konfliktnih situacij, ki v primeru prevelikih populacijskih gostot nastajajo med parkljarji, upravljavci populacij in drugimi uporabniki prostora, je povečan odstrel (18/26 držav), odvrčalno krmljenje (11/26 držav) ter elektro in druge ograje (9/26 držav). Od drugih ukrepov smo zasledili še kemična in mehanska odvrčala, zmanjševanje omejitev za lov, neodvisne komisije za ocenjevanje škode, povečevanje upravljavskih enot, prepoved krmljenja, spremenjeno redčenje gozdov, sofinanciranje varstvenega materiala, posebne minimalne ukrepe (prijava setve, odmik posevka od gozda, takojšnja prijava škode) in pse čuvaje.

Človek na dinamiko populacij najmočneje vpliva z odstrelom. Dinamiko populacije brez človekovega vpliva pa določa energetska bilanca. Z naraščanjem gostote populacije proti nosilni zmogljivosti okolja neto razpoložljiva energija na osebek pada, kar povzroči, da različni od gostote populacije odvisni mehanizmi zavrejo nadaljnjo rast populacije. Človek lahko z dodajanjem energije dviguje nosilno zmogljivost okolja, kar je učinkovitejše, kadar je pomanjkanje hrane večje (Tarman, 1992; Tome, 2006). Nasprotno z odstrelom zmanjšujemo gostote populacij. Od intenzivnosti dodajanja energije in odstrela je odvisno, ali se populacija povečuje, stagnira ali zmanjšuje. Praksa

kaže, da se z ustrezno višino odstrela lahko zmanjša gostote populacij, kljub dodatnemu vnosu energije v okolje (Simonič, 1982; Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Višina kvote odstrela je s tega vidika ključna za uravnavanje gostot populacij, hkrati pa je tudi primerna za primerjavo med državami, ker se odstrel povsod izvaja in ima povsod enako funkcijo.

V dveh (Grčija, Irska) od 26 obravnavanih držav ne določajo kvot odstrela parkljaste divjadi. Koristniki lovne pravice predlagajo kvoto odstrela v 17/26 držav, z drugimi inštitucijami pa sodelujejo še v dodatnih treh državah. V Italiji, Latviji in Sloveniji kvoto predlaga posebna vladna služba za področje lovstva, na Danskem in v delu Švice pa posebna mešana komisija. Dokončno kvoto odstrela določijo koristniki lovne pravice le v Avstriji, brez vpletanja državnih ali regionalnih oblasti pa še na Norveškem (kvoto določi posebna mešana komisija, ki enakopravno zastopa vse interese) in na Švedskem (kvoto določijo lastniki zemljišč, ki so tudi lovci, sami oz. v okviru posebnih upravljavskih skupin). Regionalne oblasti ali ministrstvo določijo kvote v 19/26 državah, v treh državah pa vladna gozdarska služba.

V Sloveniji kvoto predlaga vladna gozdarska služba (Zavod za gozdove Slovenije), dokončno jo potrdi minister, pristojen za divjad in lovstvo. Vsi deležniki imajo v procesu oblikovanja kvote pravico sodelovati s svojimi mnenji na javni predstavitvi območnih načrtov, razen upravljavcev lovišč, ki imajo še pravico do posebnih pogajanj v času priprave osnutka načrta (Pravilnik o načrtih ..., 2010). Lastniki zemljišč so v postopku tako izenačeni z drugimi deležniki, tistimi, na katere upravljanje z divjadjo nima neposrednega vpliva. Iz pravilnika sicer jasno izhaja, da predlog načrta pripravi vladna gozdarska služba ne glede na to, kateri deležniki v procesu oblikovanja le-tega lahko sodelujejo in ne glede na to, kakšno sestavo ima svet Območne enote, ki predlog kvote (načrta) določi.

Krmljenje divjadi je kot ukrep dodajanja energije v okolje po državah zelo različno urejeno, od popolne ali delne prepovedi (Van Wieren in Groot-Bruinderink, 2010; Imesch-Bebie in sod., 2010), preko dopuščanja krmljenja (Adamič in Jerina, 2010; Lovsko upravljavski načrti ..., 2011) do s predpisi zapovedanega krmljenja (Wotschikowsky, 2010; Kusak in Krapinec, 2010; Putman, 2011). Najpogostejše je krmljenje običajna praksa (v 15 državah), v šestih državah poznajo obvezno krmljenje divjadi (ni nujno za vse vrste na celem območju države), v štirih pa prepovedi krmljenja (vse oblike v celi državi le na Nizozemskem). Krmljenje divjadi ima na populacije vedno podoben vpliv ne glede na namen, s katerim ga izvajamo. Praviloma povzroči koncentriranje živali, lahko pa vpliva tudi na rast populacij (Geisser in Reyer, 2005). Pozitiven vpliv na večanje številčnosti pa je v primeru, ko je cilj upravljanja zmanjšanje gostot populacij, nezaželen učinek. Zaradi tega je z namenom usklajevanja populacij z njihovim okoljem treba še dodatno povečati odstrel (Simonič, 1976; Geisser in Reyer, 2004).

Varovanje posevkov z ograjami, ki ga morajo izvajati lastniki zemljišč, pomeni vlaganje v varstvo vrst parkljaste divjadi. V Sloveniji se je na podlagi zakonodaje (Zakon o ohranjanju ..., 2004) uveljavila praksa, da mora lastnik zemljišča sam varovati svoje posevke pred nastankom škode od divjadi, če mu upravljavec lovišča zagotovi

materialna sredstva. Tak ukrep je lahko v določenih situacijah, kjer omogoča izogibanje odgovornosti, neproduktiven oz. ima neželene učinke. Ograjevanje je sicer učinkovit ukrep varstva pred nastankom škode, a mora biti stroškovno tako naravnan, da bo hkrati spodbujal tudi ustrezen odstrel. Posebna previdnost velja pri divjem prašiču (Simonič, 1996a).

Izmed ostalih navedenih ukrepov za reševanje problematike, ki lahko nastaja pri upravljanju divjadi, velja posebej izpostaviti kombinacijo ukrepov, ki so jo uporabili v Švici in z njo, kot navajajo sami, dosegli bistveno zmanjšanje populacije divjih prašičev in z njimi povezane problematike. Posebna ukrepa, ki so ju sprejeli za ta namen, sta intenzivnejši odstrel in skrajšanje lovopusta. Krmljenje divjih prašičev pa tam tako ali tako ni pogost pojav.

6.1.2.4 Monitoring

Za določanje kvote odstrela, ki smo jo zgoraj prepoznali kot ključni ukrep uravnavanja odnosa parkljarjev do njihovega okolja, je med drugim pomembno na podlagi kakšnih informacij (monitoring stanja populacij in okolja) se jo določa. Stanje populacije, njenega okolja in medsebojne usklajenosti lahko relevantno ocenimo le na podlagi ustreznih podatkov, ki jih pridobimo s pravilno vodenim monitoringom. Ta naj predvsem zaznava spremembe in stanje gostot populacij, kvalitete populacije, kvalitete okolja in usklajenosti populacij z okoljem (Morellet in sod., 2007).

Ker ugotovljeno stanje v primerjavi z želenim narekuje ukrepe, je pravilna opredelitev stanja zelo pomembna. Stanje populacije lahko opredelimo z njeno gostoto (absolutni kazalniki) ali pa z indeksi (relativni kazalniki). Iščemo kazalnike, ki so stroškovno učinkoviti in hkrati učinkoviti pri opredeljevanju stanja ter sprememb v populacijah in okolju. Temeljijo na monitoringu oz. na podatkih, ki jih v zvezi z upravljanjem divjadi zbiramo.

V evropskih državah najpogosteje zbirajo podatke o gostoti populacij (22/26 držav), od tega le v štirih državah gostoto populacij ocenjujejo relativno. V 16 državah izvajajo neposredne cenuse s štetjem živali, v 16 državah pa uporabljajo tudi pavšalno oceno velikosti populacij, ki jo oblikujejo med drugimi dejavnostmi, npr. med lovom. Od tega v osmih državah oba postopka kombinirajo. Le na Irskem in v Sloveniji ne uporabljamo meril velikosti oz. gostot populacij.

Drug najpogosteje zbiran podatek je podatek o smrtnosti divjadi (15/26 držav), tretji najpogostejši pa telesna masa uplenjenih živali (8/26 držav). V šestih od 26 držav spremljajo objedenost gozdnega mladja ali rastlinstva, podatke o rogovju ter podatke o škodah na kmetijskih in gozdnih kulturah. V štirih od 26 držav ocenjujejo prirastek oz. reprodukcijo populacij, uporabljajo relativni indeks gostote, spremljajo indeks števila mladičev na število odraslih živali in zdravstveno stanje divjadi. V treh od 26 držav (Francija in Norveška obvezno, Belgija prostovoljno) zbirajo podatke o velikosti skeleta (dolžina čeljustnice ali zadnje noge) in oplojenosti (Apollonio in sod., 2010a).

Zbiranje podatkov v večini držav, tj. v 24 od 26 obravnavanih državah, izvajajo lovci, od tega izključno lovci v 11 državah. Na Irskem ne zbirajo nobenih podatkov za namen upravljanja z divjadjo (Putman, 2010). Poleg lovcev podatke na podlagi monitoringov zbirajo še službe, ki so v sestavi državne ali regionalne oblasti. V osmih od 26 držav (brez Slovenije) izpostavljajo problem špekulacij pri podajanju izhodiščnih podatkov, ki jih koristniki lovne pravice zbirajo za namen določanja kvot odstrela.

V Sloveniji izvajani monitoringi, način, vrste in obseg zbiranih podatkov so podrobneje predstavljeni v poglavju 6.1.1.

6.2 KAZALNIKI KONTROLNE METODE

6.2.1 Povzetek

Izmed skupaj najdenih testiranih 652 znakov (pojem uporabljamo v smislu statističnega znaka, spremenljivke oz. podatka) na 23 živalskih vrstah smo oblikovali 18 skupin znakov, znotraj teh pa 43 potencialnih kazalnikov. V ta namen smo preverili več kot 1000 naslovov člankov, detajlno pregledali 598 obetavnih člankov in v 178-ih našli iskano.

Skupine znakov smo oblikovali glede na vsebinske podobnosti testiranih znakov, in sicer: biokemijski znaki, patogeni organizmi, plodnost, naravna smrtnost, spolno razmerje, reprodukcija, telesna masa, lastnosti delov telesa, skeletna velikost, razvoj skeleta in rogovja, obnašanje živali, neposredni census, posredni census, statistika odvzema, vpliv na vegetacijo, objedenost rastlin, škoda od prostoživečih živali in naleti vozil na divjad.

Znotraj skupin smo oblikovali od enega do sedem kazalnikov, skupaj 43: asimetrija rasti, breme patogenih organizmov, čas poleganja, delež moških mladičev, delež moških v populaciji, delež napadenih živali, delež poškodovanih dreves, disperzija osebkov, diverziteti indikatorskih vrst, dolžina noge, dominanca indikatorskih vrst, gostota indikatorskih vrst, gostota sledov, indeks obledvične tolšče, kilometrski indeks, lovni napor, masa organov, masa rogovja, objedenost, obseg prsnega koša, odstrel, opažanja lovcev, plodnost, pogostost indikatorskih vrst, prehranjenost, preživetje osebkov, prirastek populacije, razvitost indikatorskih vrst, razvoj skeleta, smrtnost indikatorskih vrst, smrtnost osebkov, struktura populacije, škoda, štetje na transektih, število trkov z vozili, število parožkov, telesna masa, tolščavost, velikost čeljustnice, velikost legla, velikost okoliša, velikost rogov in velikost tropa.

Kot drugi vplivi na preučevane lastnosti populacij so predstavljeni le tisti vplivi, ki so bili raziskani hkrati z vplivom gostote populacij ali na istih podatkovnih nizih. Zavedamo se, da je še veliko raziskav, ki so obravnavale posamezne lastnosti populacij v odvisnosti od različnih dejavnikov. Bodisi v odvisnosti od posameznih dejavnikov ali pa od več dejavnikov hkrati. Bolj reprezentativne so tiste, ki pojave obravnavajo bolj kompleksno.

6.2.2 Biokemijski znaki

(1) Na podlagi rezultatov raziskav odvisnosti biokemijskih znakov od gostote populacije (Kie in sod., 1983; Sams in sod., 1998; Nelson in Phillips, 1998) smo oblikovali kazalnik »prehranjenost živali«. Izražen je lahko z različnimi biokemijskimi parametri (navedeni so v prilogi 1), ki so spremljani na vzorcih krvi, urina ali iztrebkov. Kazalnik je preko več različnih znakov obravnavan v treh raziskavah, ki so bile vse izvedene v Združenih državah Amerike na belorepem jelenu. Skupaj je bilo obravnavanih 15 različnih znakov. Sicer več avtorjev (Saltz in sod., 1992; Nelson in Phillips, 1998; Milner in sod., 2003; Sauve in Cote, 2006;) ugotavlja, da so biokemijski znaki lahko dober pokazatelj kondicije živali.

(2) Vzorce krvi se običajno zbira pri odstreli živali, vzorce iztrebkov pa na terenu. Za zbiranje vzorcev ni potrebna posebna oprema, razen ustrezne embalaže za vzorce. Vzorce krvi lahko odvzamejo lovci ob uplenitvi živali, dodatno obveznost in delo jim predstavlja zagotavljanje ustrezne embalaže in izvedba vzorčenja. Zbiranje vzorcev iz iztrebkov ali urina je zamudnejše. Zbiranje poteka v prosti naravi po vnaprej pripravljenem načrtu vzorčenja in običajno zahteva poseben napor in dodatne stroške, ne moremo ga priključiti k že ustaljenim opravilom. Vzorce je nato treba laboratorijsko analizirati, kar zahteva najprej ustrezen proces zbiranja in transporta vzorcev do laboratorija, posebno laboratorijsko opremo in posebna znanja.

(3) V navedenih raziskavah je bila testirana linearna odvisnost znakov od gostote populacije. Primerjava je bila izvedena med populacijama različnih gostot (Kie in sod., 1983) oz. med populacijo pred in po redukciji številčnosti (Nelson in Phillips, 1998; Sams in sod., 1998). Pri navedenih parametrih so preučevali odvisnosti od gostote, ki so v šestih primerih značilno negativne, v šestih primerih neznačilno negativne, v enem primeru neznačilno in v dveh primerih značilno pozitivne. Nasprotno pričakovanih zaključkov med raziskavami ni, saj so pozitivno odvisnost odkrili pri koncentraciji kreatinina in sečnin v krvi, ki se pojavijo ob slabši prehranjenosti. Stanje prametov odraža preskrbljenost osebkov s potrebnimi hranili.

(4) Vzporedno niso obravnavali dejavnikov okolja, ki bi lahko vplivali na variabilnost preučevanih prametov. Sauve in Cote (2006) ugotavljata vpliv prehrane živali na vsebnost metilhistidina in glukoronske kisline v urinu mladičev. Ta se tipično spreminja glede na gostoto objedanja najbolj priljubljene rastlinske vrste. Nelson in Phillips (1998) navajata raziskave, ki opozarjajo, da se krvni parametri zelo hitro spreminjajo in da odsevajo stanje organizma tisti dan ali teden. Slednje lahko pomeni velik vpliv priložnostnih virov hrane na kazalnik.

(5) Prednosti kazalnika so, da je mogoče vzorce, predvsem tiste iz iztrebkov, pridobivati neinvazivno in neodvisno. Zagotovljena je slučajnost izbora vzorca. Izkoristiti je mogoče tudi vzorce, ki se sicer zbirajo za druge raziskave, npr. neinvazivno genetsko vzorčenje iztrebkov in/ali dlake za ugotavljanje številčnosti vrst (npr. medvedov). Slabosti so, da je kazalnik slabo raziskan, raziskave ne podajajo regresijske odvisnosti in tako ne omogočajo oblikovanja kazalnika v določenem gradientu gostote; kazalnik tudi odraža kratkotrajne spremembe v kondiciji živali, na katere imajo velik vpliv

občasni viri hrane. Za praktično uporabo v načrtovanju upravljanja parkljarjev je kazalnik tehnično, strokovno in stroškovno dokaj zahteven.

(6) Za uvedbo tega kazalnika bi bila potrebna sprememba zakonodaje, ki bi omogočila zbiranje vzorcev in zagotovila pokritje stroškov izvedbe vzorčenja, zbiranja in transporta vzorcev ter laboratorijske obdelave. Potrebno znanje in laboratorijska oprema sta sicer v Sloveniji na razpolago, a uporaba tega kazalnika brez znatnih dodatnih stroškov ni mogoča.

6.2.3 Patogeni organizmi

(1) Na podlagi rezultatov raziskav odvisnosti izpostavljenosti patogenim organizmom od gostote populacije smo oblikovali kazalnika »breme patogenih organizmov« (merjeno kot količina ali gostota patogenov na osebek – patogeni organizmi predstavljajo breme za preučevan osebek) in »delež napadenih živali« (merjeno kot delež napadenih ali okuženih živali v vzorcu). Kazalnik breme patogenih organizmov je obravnavan v 11 raziskavah (Leader–Williams, 1982; Arneberg in sod., 1998b; Albon in sod., 2002; Arneberg, 2002; Vicente in sod., 2004, 2007; Acevedo in sod., 2005; Vor in sod., 2010; Body in sod., 2011; Kiffner in sod., 2012; Pannwitz in sod., 2012), v katerih je skupaj obravnavanih 33 znakov, ki so navedeni v prilogi 2. Od tega je 20 znakov na srnjadi, štirje na pirenejskem kozorogu (*Capra pyrenaica*), tri na navadnem jelenu ter po dva na severnem jelenu (*Rangifer tarandus*) in divjem prašiču. Navedene raziskave so bile izvedene v petih državah na petih živalskih vrstah. Dve raziskavi sta bili izvedeni na podlagi rezultatov drugih raziskav in obsegata raziskave 19 (Arneberg in sod., 1998b) oz. 45 (Arneberg, 2002) vrst sesalcev. Izmed ostalih so bile izvedene tri raziskave na srnjadi, po dve na navadnem jelenu, severnem jelenu in divjem prašiču ter ena na pirenejskem kozorogu.

Kazalnik delež napadenih živali je obravnavan v devetih raziskavah (Leader–Williams, 1982; Albon in sod., 2002; Vicente in sod., 2004, 2007; Acevedo in sod., 2005; Cross in sod., 2010; Body in sod., 2011; Kiffner in sod., 2012; Pannwitz in sod., 2012), v katerih je skupaj obravnavanih 18 znakov, ki so navedeni v prilogi 2. Od tega devet na srnjadi, tri na navadnem jelenu ter po dva na pirenejskem kozorogu, severnem jelenu in divjem prašiču. Raziskave so bile izvedene v petih državah na petih živalskih vrstah. Od teh po dve na srnjadi, severnem jelenu in divjem prašiču ter po ena na navadnem jelenu in pirenejskem kozorogu.

(2) Zbiranje vzorcev za analizo (pridobivanje potrebnih podatkov) poteka z ekstrakcijo iz iztrebkov (Acevedo in sod., 2005; Body in sod., 2011) ali z vzorčenjem na mrtvih živalih (ostale v prilogi 3 navedene raziskave), kjer se odvzame ustrezne vzorce tkiv za laboratorijske preiskave. Zbiranje iztrebkov lahko poteka v prosti naravi po vnaprej pripravljenem načrtu vzorčenja in običajno zahteva dodaten napor in stroške, ne moremo ga priključiti k že ustaljenim pravilom. Vzorce tkiv in/ali iztrebkov se zbira ob odstranjevanju drobovja, kar izvedejo lovci kmalu po uplenitvi. Za vzorce je treba zagotoviti ustrezno shranjevanje, zbiranje in transport do laboratorija, kjer jih je treba analizirati, kar zahteva posebno laboratorijsko opremo in posebna znanja.

(3) Za kazalnik breme patogenih organizmov navedene raziskave ugotavljajo pozitivno linearno odvisnost pri 11 testiranih znakih. Pri štirih znakih odvisnosti niso odkrili. V dveh raziskavah (Acevedo in sod., 2005; Vor in sod., 2010) so izvedli primerjavo med različnimi lokacijami, v dveh raziskavah (Arneberg in sod., 1998b; Arneberg, 2002) pa gre za raziskavo na osnovi podatkov iz drugih raziskav. Za kazalnik stopnja napadenih živali navedene raziskave ugotavljajo pozitivno linearno odvisnost v 10 primerih. V treh primerih (Albon in sod., 2002; Body in sod., 2011; Kiffner in sod., 2012) ugotavljajo konkavno pozitivno povezavo, v enem pa linearno negativno povezavo. Pri štirih testiranih znakih niso odkrili značilne povezave z gostoto populacije gostitelja. V enem primeru (Albon in sod., 2002) se ugotovljena odvisnost nanaša na gostoto populacije izpred dveh let, sicer pa gre za gostoto ob ugotavljanju stanja preučevanega znaka. Ugotovljena negativna linearna povezava (Vicente in sod., 2007) je nasprotujoča ostalim ugotovitvam.

(4) Na analizirano odvisnost za kazalnik breme patogenih organizmov vplivajo tudi telesne mase gostiteljev (Arneberg in sod., 1998b; Arneberg, 2002; Holmstad in sod., 2005), medtem ko vpliva temperatura in zračne vlažnosti niso odkrili. Body in sod. (2011) ugotavljajo tudi odvisnost od starosti in spola gostitelja. Na analizirano odvisnost za kazalnik delež napadenih živali vplivajo tudi razpoložljivost pašnikov (Acevedo in sod., 2005), lokacija (Albon in sod., 2002; Kiffner in sod., 2012), telesna masa gostitelja, njegova starost in spol ter temperatura in vlažnost vremena (Body in sod., 2011; Pannwitz in sod., 2012), populacijska dinamika patogenega organizma in velikost skeleta gostitelja (Kiffner in sod., 2012) ter tip upravljanja populacije, kjer je pomembno, ali je populacija ograjena ali ne in ali je dopolnilno krmljena ali ne (Vicente in sod., 2004, 2007). Dopolnilno krmljenje je tudi izpostavljeno kot možen vzrok, da je ugotovljena odvisnost vrste *Elaphostrongylus cervi* negativno odvisna od gostote gostitelja (Vicente in sod., 2007). Rodriguez-Hidalgo in sod. (2010) so npr. odvisnost mase košut in stopnje brejosti od gostote populacije ugotovili le v populaciji, ki ni bila dopolnilno krmljena. Odziv gamsje slepote na gostoto populacije je izrazito impulziven. Ta izbruhne, ko populacija doseže dovolj visoko gostoto (Loison in sod., 1996), do izbruha pa se njena pojavnost v populaciji malo spreminja. Populacija jelenjadi tudi pri večjih gostotah ostane relativno zdrava (Simonič, 1982). Pri preučevanju odvisnosti patogenih organizmov od gostote gostitelja je treba upoštevati tudi populacijsko dinamiko parazitov (Vicente in sod., 2007).

(5) Prednosti kazalnikov so, da se da vzorce iz iztrebkov pridobivati neinvazivno in neodvisno na ustrezni mreži vzorčenja. Zagotovljena je slučajnost izbora vzorca. Sicer je mogoče izkoristiti tudi vzorce, ki se sicer zbirajo za druge raziskave, npr. neinvazivno genetsko vzorčenje. Slabosti teh kazalnikov so, da je njihov odziv na gostoto impulziven, da je malo raziskav, ki podajajo regresijsko odvisnost obravnavanih znakov od gostote, da je njihova odvisnost odvisna od dopolnilnega krmljenja in drugih okoljskih vplivov. Vzorčenje za pridobitev potrebnih podatkov je relativno tehnično in strokovno zahtevno ter zahteva posebno laboratorijsko opremo in posebna znanja.

(6) Za uvedbo teh dveh kazalnikov bi bila potrebna sprememba zakonodaje, ki bi omogočila zbiranje vzorcev in zagotovila pokritje stroškov izvedbe vzorčenja, zbiranja in transporta vzorcev ter laboratorijsko obdelavo. Potrebno znanje in laboratorijska

oprema sta sicer v Sloveniji na razpolago, a uporaba tega kazalnika brez znatnih dodatnih stroškov ni mogoča.

6.2.4 Plodnost

(1) Na podlagi raziskav plodnosti smo oblikovali kazalnik »plodnost«, ki je merjen kot delež brejih samic, delež samic, ki polegajo, delež oplojenih oz. neoplojenih samic, stopnja ovulacije ali število zarodkov. Kazalnik plodnost je obravnavan v 18 raziskavah (Simonič, 1982; Skogland, 1985; Clutton-Brock in sod., 1985a, 1987a, 1991; Albon in sod., 1987; Dusek in sod., 1989; Verme, 1991; Festa-Bianchet in sod., 1998; Nelson in Phillips, 1998; Coulson in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001; Bonenfant in sod., 2002; Gilbert in Raedeke, 2004; Stewart in sod., 2005; Herrero in sod., 2008; Tyler in sod., 2008; Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 42 znakov, ki so navedeni v prilogi 3. Od tega 18 na navadnem jelenu, po sedem na belorepem jelenu in savojski ovci (*Ovis aries*), štiri na severnem jelenu, dva na divjem prašiču ter po en znak na mulastem jelenu (*Odocoileus hemionus*), snežni kozi (*Oreamnos americanus*), debelorogi ovci (*Ovis canadensis*) in sajgi (*Saiga tatarica*). Raziskave so bile izvedene v osmih državah na devetih živalskih vrstah. Od tega osem na navadnem jelenu, štiri na belorepem jelenu, tri na savojski ovci, dve na severnem jelenu ter po ena raziskava na divjem prašiču, mulastem jelenu, snežni kozi, debelorogi ovci in sajgi.

(2) Za analizo plodnosti potrebne podatke zbiramo z opazovanjem v naravi ali pa z analizo reproduktivnih organov samic po uplenitvi. Če podatke zbiramo z opazovanjem v naravi, mora biti sistematično in mora temeljiti na opazovanju znakov, ki jih lahko opazimo tudi z večje razdalje, npr. ali je samica polegala ali ne, sicer pa mora biti izvedeno s pomočjo odlova živih samic. Analiza reproduktivnih organov po odstrelu je vezana na ustrezno zbiranje, transport, hranjenje in preiskavo vzorcev. Zahteva posebna znanja in organizacijo zbiranja vzorcev.

(3) Odvisnost preučevanih znakov plodnosti od gostote populacije je bila v 27 primerih negativna. Od tega je bila oblika odziva v 21 primerih linearna, v treh primerih konkavna in v štirih konveksna. V sedmih primerih je bila odvisnost neznačilno negativna, od tega v štirih primerih linearne in v treh konkavne oblike. V šestih primerih odvisnosti plodnosti od gostote niso odkrili. Med slednjimi znaki so plodnost triletnih nemlečnih košut (Albon in sod., 1987), delež nemlečnih košut, ki so polegale (Clutton-Brock in sod., 1985a), plodnost telet saige (Coulson in sod., 2000), stopnja ovulacije divjih prašičev (Herrero in sod., 2008), plodnost triletnih košut severnega jelena (Skogland, 1985) in plodnost odraslih samic belorepega jelena (Verme, 1991). Neznačilno negativna povezanost pa je bila ugotovljena za znake delež brejih odraslih košut, plodnost 13-letnih košut, plodnost 4-letnih košut, plodnost 8-letnih košut in plodnost 7-letnih nemlečnih košut pri navadnem jelenu; delež ovc, ki so jagnile pri 24 mesecih, in delež starejših ovc od 25 mesecev, ki so jagnile pri savojskih ovcah. Ugotovljene povezave si niso v nasprotju. Rodriguez-Hidalgo in sod. (2010) so ugotovili odvisnost stopnje brejosti košut navadnega jelena od goste pred štirimi leti, Tyler in sod. (2008) pa odvisnost plodnosti samic severnega jelena od gostote

populacije pred enim letom. V ostalih primerih gre za odvisnost od gostote v tekočem letu.

(4) Vzporedno so bile ugotovljene odvisnosti preučevanih znakov od starosti samic (Albon in sod., 1987; Stewart in sod., 2005), telesne mase (Bonenfant in sod., 2002; Stewart in sod., 2005), zimske temperature (Coulson in sod., 2000), indeksa severno atlantske oscilacije (Forchhammer in sod., 2001; Tyler in sod., 2008), količine padavin (Stewart in sod., 2005; Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010), dopolnilnega krmljenja (Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010) in predhodne reprodukcije (Stewart in sod., 2005). Nasprotno Festa-Bianchet in sod. (1998) niso odkrili vpliva telesne mase na plodnost odraslih kanadskih ovc, Bonenfant in sod. (2002) pa niso odkrili odvisnosti deleža brejih odraslih košut navadnega jelena od gostote populacije ob njihovem rojstvu.

(5) Prednosti kazalnika plodnost so, da je relativno enostavno organizirati zbiranje vzorcev, analiza vzorcev pa ne zahteva veliko posebne opreme in tudi ne veliko posebnega znanja. Prednost je tudi, da se da plodnost spremljati na podlagi več različnih znakov. Slabost je v neenotnem odzivu plodnosti na gostoto populacije in v tem, da je potrebno uvesti poseben protokol za ustrezno zbiranje in obravnavo vzorcev.

(6) Za uvedbo kazalnika plodnosti bi bilo potrebno spremeniti podzakonske akte k Zakonu o divjadi in lovstvu (Uredba ..., 2004) in opredeliti protokol vzorčenja. Izbrati bi bilo treba najprimernejšo starostno kategorijo samic in vrsto znaka, ki bi ga bilo za posamezno vrsto najbolj smotno spremljati. Potrebna znanja in oprema so v Sloveniji na razpolago (za srnjad glej Flajšman in sod., 2013, 2014; za divjega prašiča in jelenjad pa Jelenko in sod., 2013). Uvedba kazalnika, v kolikor bi lahko zagotovili spremljanje ustreznega znaka ob odstrelu divjadi, ne bi bila povezana z visokimi stroški.

6.2.5 Naravna smrtnost

(1) Na podlagi raziskav o naravni smrtnosti smo oblikovali dva možna kazalnika, in sicer: »smrtnost osebkov« (merjena kot delež umrlih osebkov v določenem obdobju po različnih starostnih in spolnih kategorijah) in »preživetje osebkov« (merjeno kot delež preživelih osebkov v določenem obdobju po različnih starostnih in spolnih kategorijah). Kazalnik smrtnost osebkov je obravnavan v 12 raziskavah (Guinness in sod., 1978; Clutton-Brock in sod., 1985a, 1985b, 1991, 1992; Dusek in sod., 1989; Coughenour in Singer, 1996; Capurro in sod., 1997; Andersen in Linnell, 1998; Helle in Kojola, 2008; Herrero in sod., 2008; Tyler in sod., 2008), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 32 znakov, ki so navedeni v prilogi 4. Od tega po devet na navadnem jelenu in savojski ovci, osem na gamsu, po dva na srnjadi in severnem jelenu ter po eden na belorepem jelenu in divjem prašiču. Raziskave so bile izvedene v šestih državah na sedmih živalskih vrstah. Od tega štiri raziskave na navadnem jelenu, po dve na savojski ovci in severnem jelenu ter po ena na srnjadi, belorepem jelenu, gamsu in divjem prašiču.

Kazalnik preživetje osebkov je obravnavan v 24 raziskavah (Sauer in Boyce, 1983; Clutton-Brock in sod., 1987a; Albon in sod., 1987, 2000; Braza in sod., 1990; Skogland, 1990; Bartmann in sod., 1992; Berube in sod., 1996; Coulson in sod., 1997; Gaillard in

sod., 1997a; Jorgenson in sod., 1997; Singer in sod., 1997; Portier in sod., 1998; Festa-Bianchet in sod., 1998, 2003; Milner in sod., 1999; Catchpole in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001; Bonenfant in sod., 2002; Focardi in sod., 2002; Lubow in sod., 2002; Taper in Gogan, 2002; Simard in sod., 2010), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 70 znakov, ki so navedeni v prilogi 4. Od tega 20 na debelorogi ovci, 19 na navadnem jelenu, po devet na srnjadi in savojski ovci, šest na snežni kozi, štiri na severnem jelenu ter po en na damjaku, belorepem jelenu in mulastem jelenu. Raziskave so bile izvedene v sedmih državah na devetih živalskih vrstah. Od tega devet raziskav na navadnem jelenu, pet na debelorogi ovci, po tri na srnjadi in savojski ovci, dve na severnem jelenu ter po ena na damjaku, mulastem jelenu, belorepem jelenu in na snežni kozi.

(2) Za analizo naravne smrtnosti (smrtnost in preživetje) potrebne podatke zbiramo z naključnim ali sistematičnim iskanjem kadavrov v naravi, s sistematičnim opazovanjem v naravi, ki je lahko podprto z markiranjem živali, s spremljanjem z VHF ali GPS ovratnicami. Metode sistematičnega zbiranja kadavrov in metode opazovanja živali v naravi so relativno zamudne, čeprav ne zahtevajo specialne opreme in znanja. Metode spremljave z radijskimi ovratnicami so relativno zamudne in terjajo specialno opremo in specialno znanje. Metoda spremljanje z GPS ovratnicami je manj zamudna, zahteva pa specialno opremo in specialna znanja. Za metode, ki vključujejo označevanje živali (označevanje z ušesnimi markicami ali bombažnimi ovratnicami za opazovanje, radijske in GPS ovratnice), je potrebno tudi znanje in oprema za odlov živih in nepoškodovanih živali. Za ugotavljanje deleža preživelih ali poginulih osebkov moramo poznati tudi absolutno število vseh živali.

(3) Odvisnost preučevanih znakov smrtnosti osebkov od gostote populacije je bila v 26 primerih pozitivna. Od tega je bila ugotovljena oblika odziva pri 19 znakih linearna in pri sedmih znakih konveksna. Za štiri znake je bil ugotovljen neznačilno pozitiven linearen odziv, za dva znaka pa odvisnosti niso odkrili (Clutton-Brock in sod., 1985a; Herrero in sod., 2008). Odvisnosti niso odkrili za poletno smrtnost mladičev navadnega jelena na Škotskem in za embrionalno smrtnost (v maternici) pri divjem prašiču v Španiji. Odvisnost od drugih dejavnikov za ta dva primera ni navedena. Populacijo jelenjadi so preučevali v daljšem časovnem obdobju po opustitvi lova, divjega prašiča pa primerjalno med populacijama z nižjo oz. višjo gostoto. Odvisnost je bila v eni raziskavi za 9 znakov ugotovljena od populacijske gostote izpred dveh let (Capurro in sod., 1997), za en znak za gostoto izpred enega leta (Tyler in sod., 2008), sicer pa za populacijsko gostoto v tekočem letu.

Odvisnost preučevanih znakov preživetja osebkov od gostote populacije je bila v 36 primerih negativna. Od tega je bila oblika odziva za 27 znakov linearna, za šest konkavna in za tri sigmoidna. V 12-ih primerih je bil odziv znakov neznačilno negativen in linearne oblike. Za 18 znakov niso odkrili značilne povezave z gostoto populacije. Pri treh znakih je bila povezava z gostoto neznačilno pozitivna (Festa-Bianchet in sod., 2003), pri enem pa pozitivna (Bonenfant in sod., 2002). Obe raziskavi, v katerih so odkrili pozitivno povezavo preživetja osebkov z gostoto populacije, sta bili izvedeni v daljšem časovnem obdobju. Znaki so bili obravnavani v daljših časovnih obdobjih za odrasle ali ostarele osebe. Odvisnost je bila v treh raziskavah za šest

znakov ugotovljena za gostoto izpred enega leta (Catchpole in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001; Singer in sod., 1997), sicer pa za gostoto v tekočem letu.

(4) Za kazalnik smrtnost osebkov je bila poleg gostote v navedenih raziskavah ugotovljena še odvisnost smrtnosti od: (i) količine padavin in količine padavin prejšnjo pomlad (Coughenour in Singer, 1996), datuma rojstva, rojstne mase, starosti samice in spola osebka pri smrtnosti novorojenih mladičev (Clutton-Brock in sod., 1992); (ii) aprilske temperature, masa matere in velikosti legla pri deležu mrtvorojenih mladičev in poletni smrtnosti mladičev (Andersen in Linnell, 1998); (iii) spola in mase ob rojstvu pri zimski smrtnosti mladičev (Guinness in sod., 1978); (iv) indeksa severnoatlantske oscilacije, poledenitve in snežnih padavin pri zimski smrtnosti mladičev (Helle in Kojola, 2008); (v) indeksa severnoatlantske oscilacije pri zimski smrtnosti (Tyler in sod., 2008); (vi) starosti ovce, telesne mase pri 16 mesecih in spola pri zimski smrtnosti enoletnih osebkov ter datuma rojstva, rojstne mase, velikosti legla in spola pri zimski smrtnosti mladičev (Clutton-Brock in sod., 1992). Vpliva na smrtnost osebkov niso odkrili za debelino snežne odeje pri gamsu (Capurro in sod., 1997), ostrino zime in letno količino dežja pri jelenjadi (Coughenour in Singer, 1996), spol in starost matere, datum rojstva in junijske temperature pri srnjadi (Andersen in Linnell, 1998) ter starost matere in velikost legla pri savojski ovci (Clutton-Brock in sod., 1992).

Za kazalnik preživetje osebkov je bila poleg gostote v navedenih raziskavah ugotovljena še odvisnost preživetja od ostrine zime in obdobja poganja (Bartann in sod., 1992; Singer in sod., 1997), indeksa severnoatlantske oscilacije (Jorgenson in sod., 1997; Milner in sod., 1999; Catchpole in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001), starosti osebkov, leta in obdobja izbruha bolezni (Jorgenson in sod., 1997), srednje aprilske temperature, temperature ob rojstvu in starosti matere (Albon in sod., 1987; Berube in sod., 1996; Catchpole in sod., 2000), količine jesenskih ali pomladanskih padavin (Gaillard in sod., 1997a; Portier in sod., 1998; Catchpole in sod., 2000) ter lokalne prehranske ponudbe in spola (Skogland, 1985; Coulson in sod., 1997; Bonenfant in sod., 2002). Nasprotno vplivov na preživetje osebkov vzporedno z vplivi gostote niso odkrili za rojstno maso telet (Albon in sod., 1987), za spol, srednjo majsko temperaturo in količino padavin (Braza in sod., 1990; Gaillard in sod., 1997a), za maso in starost matere (Festa-Bianchet in sod., 1998), ostrino zime (Jorgenson in sod., 1997) ter zimske temperature in snežne padavine (Portier in sod., 1998).

(5) Prednost obeh kazalnikov (smrtnost in preživetje osebkov) je v relativno dobri raziskanosti in predvidljivi odvisnosti od gostote populacije. Večina (76 %) znakov je pričakovano (smrtnost pozitivno, preživetje negativno) odvisnih od gostote populacij, skupaj 61 % linearno. Pomanjkljivosti so v relativno zahtevnem zbiranju potrebnih podatkov (razen naključnega spremljanja smrtnosti, ki v navedenih raziskavah ni navedeno, je pa predpisana praksa v Sloveniji (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005), za katerega so potrebna dodatna posebna znanja in oprema ter relativno pogosto ugotovljena odvisnost od dejavnikov, ki od gostote populacije niso odvisni. Preživetje in smrtnost osebkov sta odvisna od sezone (zima, poletje), spola in starosti osebkov (mladiči, mladi, srednje stari in stari).

(6) Za uvedbo kazalnika smrtnost ali preživetje osebkov bi bilo potrebno spremeniti podzakonske akte k Zakonu o divjadi in lovstvu (Uredba ..., 2004) in opredeliti protokol vzorčenja. Za spremljanje preživetja osebkov bi morali zagotoviti posebna znanja in opremo (odlov živih nepoškodovanih osebkov, označevanje in spremljava v naravi, GPS ovratnice). Uvedba kazalnika bi bila povezana z zelo visokimi stroški. Za spremljanje smrtnosti velja podobno, razen za spremljanje naravne smrtnosti v okviru beleženja odvzema divjadi iz narave. Potrebna znanja in oprema so v Sloveniji že na razpolago. Uvedba kazalnika, v kolikor bi lahko zagotovili sistematično spremljanje naravne smrtnosti v okviru evidentiranja odvzema divjadi iz lovišč, ne bi bila povezana z visokimi stroški. Za razliko od obstoječega sistema spremljanja naravne smrtnosti bi bilo treba zagotoviti večjo sistematičnost, ki ne bi bila v tolikšni meri odvisna od naključij.

6.2.6 Spolno razmerje

(1) Na podlagi raziskav odvisnosti spolnega razmerja od gostote populacije smo oblikovali dva kazalnika, in sicer glede na razvojno fazo osebkov; to sta »delež moških mladičev« (merjen kot delež moških fetusov in/ali delež moških mladičev ob rojstvu ali nekoliko kasneje) ter »delež moških osebkov v populaciji« (merjen kot delež moških osebkov ali kot število odraslih samic na samca ali kot število samcev na sto samic). Kazalnik delež moških mladičev je obravnavan v sedmih raziskavah (Berube in sod., 1996; Kruuk in sod., 1999; Post in sod., 1999; Myrsterud in sod., 2000; Focardi in sod., 2002; Blanchard in sod., 2004; Bjørneraas in sod., 2009), v katerih je bilo skupaj obravnavanih sedem znakov, ki so navedeni v prilogi 5. Od tega trije znaki na jelenjadi, dva na debelorogi ovci in po en na losu (*Alces alces*) in na srnjadi. Raziskave so bile izvedene v štirih državah na štirih živalskih vrstah. Kazalnik delež moških v populaciji je bil obravnavan v petih raziskavah (Clutton-Brock in sod., 1991; Solberg in Sæther, 1994; Coughenour in Singer 1996; Bjørneraas in sod., 2009; Simard in sod., 2012), v katerih je bilo skupaj obravnavanih pet znakov, ki so navedeni v prilogi 5. Od tega dva na losu, po eden pa na jelenjadi, savojski ovci in belorepem jelenu. Raziskave so bile izvedene v štirih državah na štirih živalskih vrstah.

(2) Potrebne podatke zbiramo z opazovanjem v naravi, iz uradnih evidenc o odstrelu, s pomočjo telemetričnih ovratnic in na podlagi vzorčenja in laboratorijskega pregleda rodil uplenjenih živalih.

(3) Odvisnost deleža moških mladičev od gostote populacije je bila ugotovljena v petih od šestih primerov. Vse oblike odziva so bile linearne. Povezava je bila v dveh primerih negativna, v dveh neznailno negativna, v enem pa pozitivna. V enem primeru je bila ugotovljena odvisnost od gostote izpred treh let in v enem izpred enega leta, sicer pa za gostoto v tekočem letu. Odvisnost deleža moških osebkov v populaciji je bila ugotovljena v vseh šestih primerih. Povezava z gostoto je bila v dveh primerih pozitivna, v treh primerih pa negativna. Predvsem pri deležu moških v populaciji ugotavljamo nasprotujoče povezave z gostoto. V enem primeru je bila ugotovljena odvisnost od gostote izpred dveh let, sicer pa za gostoto v tekočem letu.

(4) Za kazalnika delež moških mladičev in delež moških osebkov v populaciji je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od vremena (Berube in sod., 1996), zimskih padavin (Kruuk in sod., 1999), indeksa severnoatlantske oscilacije (Post in sod., 1997) in padavin izpred dveh let (Coughenour in Singer, 1996). V raziskavah, navedenih v prilogi 5, so preučevali tudi povezanost omenjenih kazalnikov s telesno maso mater pri debelorogi ovci (Blanchard in sod., 2004), s starostjo in dominanco košute pri jelenjadi (Kruuk in sod., 1999) ter indeksom severnoatlantske oscilacije pri jelenjadi (Mysterud in sod., 2000), a povezav niso odkrili.

(5) Slabost obeh kazalnikov je, da je njuna povezanost z gostoto populacije relativno slabo raziskana in zelo različno izražena. Ugotovljena povezanost je v nekaterih raziskavah pozitivna, v drugih pa negativna. Zbiranje podatkov v naravi je relativno zamudno in povezano s stroški, podatki iz uradnih evidenc pa so preverljivi le na podlagi DNK analiz.

(6) Kazalnik delež moških osebkov v populaciji (mladičev ali odraslih) bi lahko spremljali na podlagi odstrela, če bi prej zagotovili, da bi bil odstrel reprezentativen vzorec populacije brez subjektivnih vplivov izvajalca lova (predvsem upoštevanja določil lovskoupravljaljskega načrta). Za uvedbo take spremljave populacije bi bila sicer potrebna le sprememba podzakonskih aktov, dodatni stroški ne bi nastali; seveda pa popolnoma naključno izvajanje odstrela, brez upoštevanja ciljne strukture, bistveno odstopa od sedanjega koncepta načrtovanja in upravljanja s populacijami parkljaste divjadi pri nas, v tako spremenjenem konceptu pa bi bila že sama po sebi vprašljiva smiselnost/potrebno uporabe kazalnikov v kontrolni metodi. Če bi spremembe spolnega razmerja ocenjevali na podlagi spola zarodkov, bi bile potrebne manjše spremembe zakonodaje in zagotavljanje zbiranja, transporta, shranjevanja in pregledovanja vzorcev maternic, ki pa bi lahko v primeru nekaterih vrst (npr. jelenjad in divji prašič) potekalo povsem rutinsko, specialna oprema in znanje pa niso potrebna.

6.2.7 Reprodukcijska

(1) Na podlagi raziskav o reprodukciji smo oblikovali štiri kazalnike, in sicer: »čas poleganja« (merjen kot dan v letu, ko poleganje doseže kulminacijo), »prirastek populacije« (merjen kot število mladičev na odraslo samico oz. na 100 samic, število mladičev na odrasle živali ali kot delež mlečnih odraslih samic), »strukturo populacije« (merjeno kot delež srednje starih samic v primerjavi z vsemi odraslimi samicami) in »velikost legla« (merjeno kot število mladičev v leglu ali kot delež samic z dvojčki oz. celo več mladiči (večjim leglom).

Kazalnik čas poleganja je obravnavan v treh raziskavah (Clutton-Brock in sod., 1985a, 1992; Forchhammer in sod., 2001), v katerih so bili skupaj obravnavani trije znaki, ki so navedeni v prilogi 6. Od tega dva na jelenjadi in eden na savojski ovci. Raziskave so bile izvedene v eni državi na dveh živalskih vrstah.

Kazalnik prirastek populacije je obravnavan v 25 raziskavah (Clutton-Brock in sod., 1985a; Skogland, 1985; Swenson, 1985; Douglas in Leslie, 1986; Houston in Stevens, 1988; Kaji in sod., 1988; Braza in sod., 1990; Bailey, 1991; Gaillard in sod., 1993a; Jorgenson in sod., 1993; Vincent in sod., 1995; Coughenour in Singer, 1996; Capurro in sod., 1997; Solberg in sod., 1999, 2001; Albon in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001; Focardi in sod., 2002; Lubow in sod., 2002; Taper in Gogan, 2002; Raedeke, 2004; Keyser in sod., 2005a; Pioz in sod., 2008; Bjørneraas in sod., 2009; Gilbert in Simard in sod., 2010), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 37 znakov, ki so navedeni v prilogi 6. Od tega 10 na jelenjadi, šest na belorepem jelenu, štirje na snežni kozi, po trije na srnjadi in debelorogi ovci, po dva na losu in severnem jelenu ter po en znak na gamsu in siki), damjaku, mulastem jelenu in savojski ovci. Raziskave so bile izvedene v osmih državah na 12-ih živalskih vrstah. Od tega pet na jelenjadi, po tri na srnjadi in snežni kozi, po dve na losu, belorepem jelenu, debelorogi ovci, severnem jelenu in gamsu ter po ena na siki, damjaku, mulastem jelenu in savojski ovci.

Kazalnik struktura populacije je obravnavan v eni raziskavi (Festa-Bianchet in sod., 2003) na dveh živalskih vrstah, in sicer na snežni kozi in debelorogi ovci.

Kazalnik velikost legla je obravnavan v osmih raziskavah (Houston in Stevens, 1988; Clutton-Brock in sod., 1991; Kucera, 1997; Coulson in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001; Kilpatrick in sod., 2001; Focardi in sod., 2002; Herrero in sod., 2008;), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 11 znakov, ki so navedeni v prilogi 6. Od tega štirje na savojski ovci, dva na saigi in po en znak na srnjadi, mulastem jelenu, belorepem jelenu, snežni kozi in divjem prašiču. Raziskave so bile izvedene v petih državah na sedmih živalskih vrstah, in sicer na vsaki živalski vrsti po ena raziskava.

(2) Potrebne podatke zbiramo z opazovanjem in označevanjem živali v naravi, spremljavo z radijskimi ovratnicami in opazovanjem, na odlovljenih živali, na uplenjenih živalih in z analizo maternic.

(3) Odvisnost kazalnika čas poleganja od gostote populacije je bila v dveh primerih negativna linearna, v enem primeru pa odvisnosti niso odkrili. Odvisnost kazalnika prirastek populacije od gostote populacije je bila ugotovljena za 35 od 37 znakov. Za 33 znakov je bila ugotovljena negativna povezava, ki je bila v 30-ih primerih linearne, v enem konveksne in v dveh konkavne oblike. Za en znak je bila ugotovljena neznčilno negativna povezava in za enega neznčilna pozitivna povezava (Bailey, 1991). V slednjem primeru gre za nasprotujočo ugotovitev prej navedenim. Odvisnost kazalnika strukture populacije (merjen kot delež srednje starih samic od vseh odraslih samic) je bila za oba znaka negativna konkavne oblike (Festa-Bianchet in sod., 2003). Odvisnost kazalnika velikost legla je bila za šest od 11-ih znakov negativna, od tega za štiri linearne, za enega konkavne in za enega konveksne oblike. Za znak delež samic z enim mladičem je bila ugotovljena pozitivna konkavna odvisnost (Coulson in sod., 2000), kar pravzaprav pomeni, da se velikost legla z naraščanjem gostote zmanjšuje, ker je delež legel z več mladiči manjši. Nasprotujočih odvisnosti nismo odkrili.

(4) Za kazalnik čas poleganja je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od starosti matere, velikosti legla in indeksa severnoatlantske

oscilacije. Za kazalnik prirastek populacije je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od okolja, debeline snežne odeje prvega maja in časa (Bailey, 1991), od jesenskih in spomladanskih padavin ter padavin izpred dveh let (Coughenour in Singer, 1996), od padavin iz predhodne jeseni (Douglas in Leslie, 1986), od indeksa severnoatlantske oscilacije (Forchhammer in sod., 2001; Solberg in sod., 2001; Pioz in sod., 2008; Simard in sod., 2010), od spola, vremena in razpoložljivosti hrane v preteklem letu (Gilbert in Raedeke, 2004), od kvalitete habitata (Keyser in sod., 2005a), od zimske temperature, poletne temperature in padavin (Lubow in sod., 2002), od patogenih organizmov in snežnih padavin v marcu (Pioz in sod., 2008), od vegetacijskega indeksa v maju ter debeline snežne odeje spomladi in jeseni (Simard in sod., 2010), od starosti mater in debeline snežne odeje (Solberg in sod., 1999), od zimskih padavin (Solberg in sod., 2001) ter od debeline snežne odeje prvega maja (Swenson, 1985). Capurro in sod. (1997) pri gamsu niso odkrili odvisnosti stopnje rasti populacije od debeline snežne odeje. Coughenour in Singer (1996) pri jelenjadi za prirastek na osebek nista ugotovila odvisnosti od letne količine dežja, ugotovila pa sta odvisnost od količine spomladanskih padavin. Pioz in sod. (2008) pri gamsu za uspeh reprodukcije mlajših samic niso odkrili odvisnosti od vremena. Za kazalnik velikost legla je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od zimskih temperatur (Coulson in sod., 2000) in indeksa severnoatlantske oscilacije (Forchhammer in sod., 2001).

(5) Kazalnika čas poleganja in struktura populacije sta relativno slabo raziskana (trije oz. en znak). Kazalnik čas poleganja lahko spremljamo le z obsežnim opazovanjem v naravi, kar je zamudno in povezano z velikimi stroški. Datum poleganja bi bilo mogoče oceniti tudi iz spremljave pokošanih mladičev (npr. pri srnjadi) in ugotavljanja starosti ob pokosu, vendar bi to zahtevalo povsem nova znanja. Strukturo populacije se da ugotavljati z obsežnim opazovanjem v naravi ali pa iz uradnih evidenc o odstrelu, vendar le tam, kjer struktura ni strogo načrtovana, izvedba pa strogo nadzorovana (Lovsko upravljavski načrt za XI. ..., 2011; Lovsko upravljavski načrt za XII. ..., 2011). Kazalnik prirastek populacije je relativno dobro raziskan. Ugotovljena odvisnost je za 92 % preučevanih znakov negativna, od tega v 92 % linearne oblike. Tekoče letno ga ugotavljamo z opazovanjem v naravi, za predhodna leta pa lahko tudi na osnovi uradnih evidenc o odvzemu. Opazovanje v naravi je časovno zamudno in povezano z velikimi stroški. Kazalnik velikost legla je malo raziskan, a je za vse znake, kjer je potrjena odvisnost od gostote, ugotovljena negativna povezava z gostoto. Ugotavljamo ga z opazovanjem v naravi, kar je časovno zamudno in povezano z znatnimi stroški. Ugotavljamo ga lahko tudi s preiskavo maternic, za kar je potrebno zbiranje, transport, skladiščenje in analiza vzorcev. Potrebno je tudi dodatno znanje, ki pa ni visoko specializirano. Mogoče je predvsem takrat, ko lahko uplenimo večje število samic v ustreznem obdobju brejosti.

(6) Za spremljavo kazalnika čas poleganja bi bilo potrebno uvesti poseben monitoring, vezan na dokaj obsežna terenska opazovanja ali pa na ustrezno in dovolj natančno ugotavljanje starosti na podlagi razvoja čeljusti (npr. velikost čeljusti pokošanih mladičev pri srnjadi, ali pa na podlagi makroskopskega pregleda razvojne stopnje zob v čeljustih uplenjenih mladičev pri divjem prašiču (glej Pokorny in sod., 2011)). Ne en ne drug način ne bi terjala spremembe zakonodaje. Uvedba pa bi bila povezana z znatnimi

stroški, razen če bi bilo ugotavljanje datuma rojstva lahko ustrezno zanesljivo na podlagi rasti (velikosti) čeljustnice pokošenih mladičev. Za spremljavo kazalnika prirastek populacije bi bila potrebna dokaj obsežna sistematična terenska opazovanja, ki so časovno zamudna in povezana z velikimi stroški. Velikim stroškom bi se lahko izognili, če bi lahko zagotovili, da bi opazovanja dovolj konsistentno opravljali upravljavci lovišč v okviru obveznosti iz koncesijskega razmerja. Kazalnik struktura populacije bi bilo mogoče uvesti v obstoječi sistem upravljanja z divjadjo v Sloveniji. Dodaten strošek in delo bi predstavljalo le natančno ugotavljanje starosti pri živalih, kjer se tega ne da več storiti na podlagi razvoja zobovja. Pri divjem prašiču, kjer se starost da dokaj dobro oceniti na podlagi razvoja zobovja in z upravljavskim načrtom ni natančno določena količina odvzema posamezne kategorije živali, je uporaba tega kazalnika že omogočena brez dodatnih stroškov. Potrebno je le dodatno znanje. Za spremljavo kazalnika velikost legla bi bila potrebna terenska opazovanja, ki so časovno zamudna in povezana z dokaj velikimi stroški, katerim bi se lahko izognili, če bi lahko zagotovili, da bi opazovanja dovolj konsistentno opravljali upravljavci lovišč v okviru obveznosti iz koncesijskega razmerja. Drugi način bi bil s pregledovanjem maternic. Ta drugi način je z vidika potrebnega znanja nekoliko zahtevnejši in povezan z zbiranjem, transportom, skladiščenjem in pregledovanjem maternic, kar pomeni tudi precej dodatnih stroškov.

6.2.8 Telesna masa

(1) Na podlagi raziskav odvisnosti telesne mase od gostote populacij smo oblikovali kazalnik »telesna masa«. Merjen je lahko kot telesna masa različnih starostnih in spolnih kategorij pri živih, mrtvih in izčiščenih živalih. Kazalnik telesna masa je obravnavan v 41-ih raziskavah (Adamič in Kotar, 1983; Kie in sod., 1983; Clutton-Brock in sod., 1985b, 1992; Albon in sod., 1987; Houston in Stevens, 1988; Kaji in sod., 1988; Braza in sod., 1990; Skogland, 1990; Shea in sod., 1992; Gaillard in sod., 1993a, 1996; Solberg in Sæther, 1994; Vincent in sod., 1995; Kucera, 1997; Ashley in sod., 1998; Nelson in Phillips, 1998; Pelabon in Van Breukelen, 1998; Sams in sod., 1998; Hjeljord in Histol, 1999; Solberg in sod., 1999; Ferguson in sod., 2000; Forchhammer in sod., 2001; Kilpatrick in sod., 2001; LeBlanc in sod., 2001; Mysterud in sod., 2001a; Pettoirelli in sod., 2001, 2002; Bonenfant in sod., 2002; Hewison in sod., 2002; Yoccoz in sod., 2002; Weladji in Holand, 2003; Gilbert in Raedeke, 2004; Keyser in sod., 2006; Kjellander in sod., 2006; Toigo in sod., 2006; Herrero in sod., 2008; Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010; Tiilikainen in sod., 2010; Garel in sod., 2011; Bardsen in Tveraa, 2012), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 138 znakov, ki so navedeni v prilogi 7. Od tega 31 znakov na srnjadi, po 21 na jelenjadi in na belorepem jelenu, 18 na losu, 12 na snežni kozi, devet na severnem jelenu, po šest na siki in debelorogi ovci, pet na savojski ovci, štiri na mulastem jelenu, tri na divjem prašiču ter po en znak na damjaku in gamsu. Raziskave so bile izvedene v 11 državah, od tega 10 na srnjadi, po sedem na jelenjadi in belorepem jelenu, pet na losu, tri na severnem jelenu, po dve na mulastem jelenu in savojski ovci ter po ena raziskava na siki, damjaku, snežni kozi, debelorogi ovci, gamsu in divjem prašiču.

(2) Potrebne podatke zbiramo s tehtanjem živali, kar lahko izvedemo na živih ob odlovu ali pa tehtamo trupla po odstrelu.

(3) Povezava kazalnika telesna masa z gostoto populacije je bila ugotovljena za 114 od 137-ih primerjav (analiz), od tega v 108 primerih linearna negativna, v štirih konveksna negativna in v osmih neznačilno negativna linearna oblika. V 23-ih primerih odvisnost telesne mase od gostote populacije ni bila odkrita. Nasprotujočih povezav nismo našli. V 20-ih primerih je bila ugotovljena odvisnost od gostote ob rojstvu ali v času, ko so bili obravnavani osebki v maternici (Houston in Stevens, 1988; Solberg in sod., 1999; Forchhammer in sod., 2001; LeBlanc in sod., 2001; Pettorelli in sod., 2002; Gilbert in Raedeke, 2004; Keyser in sod., 2006; Tiilikainen in sod., 2010), v sedmih primerih pri odraslih živalih pa za gostoto izpred enega leta (Houston in Stevens, 1988). V ostalih primerih je bila ugotovljena odvisnost od gostote v tekočem letu.

(4) Za kazalnik telesna masa je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od meseca uplenitve živali znotraj leta (Adamič in Kotar, 1983), spola (Braza in sod., 1990, Ashley in sod., 1998), telesne mase v preteklem letu, zelenosti vegetacije in mlečnosti pri samicah (Bardsen in Tveraa, 2012), od indeksa severnoatlantske oscilacije in temperature zraka (Braza in sod., 1990; Forchhammer in sod., 2001; Bonenfant in sod., 2002; Weladji in Holand, 2003), od števila mladičev v leglu, spola mladiča, starosti samice, pri mladičih od njihove rojstne mase, spola in datuma rojstva (Kaji in sod., 1988; Clutton-Brock in sod., 1992; Hewison in sod., 2002), srednje junijske in julijske temperature ter padavin aprila in maja (Gaillard in sod., 1996), od srednjih marčevskih padavin in temperatur, višine novega snega v marcu, rastlinstva in spola osebka (Garel in sod., 2011), od poletne prehrane, poletne temperature in dolžine rastne sezone (Hjeljord in Histol, 1999), od gozdnega obroda, števila snežnih dni, poletne temperature in lokacije (Kjellander in sod., 2006), kvalitete habitata in starosti (Pettorelli in sod., 2001, 2002), od količine padavin in dopolnilnega krmljenja (Rodríguez-Hidalgo in sod., 2010), od temperature, mesečne količine padavin in globine snega (Solberg in Sæther, 1994), klime (Solberg in sod., 1999), spolnega razmerja populacije, starosti in območja (Tiilikainen in sod., 2010), od spola in indeksa spomladanskih padavin (Toigo in sod., 2006) ter od rojstne mase in spola (Clutton-Brock in sod., 1992). Pri posameznih znakih niso odkrili odvisnosti od telesne mase matere in vegetacije (Bardsen in Tveraa, 2012), padavin aprila in maja (Gaillard in sod., 1996), spola (Hewison in sod., 2002), padavin in rasti zeli (Kucera, 1997), indeksa spomladanskih padavin (Toigo in sod., 2006), srednje junijske in julijske temperature ter padavin aprila in maja (Gaillard in sod., 1996) ter od predhodnega reprodukcijskega statusa mater (Bardsen in Tveraa, 2012). Opozoriti je treba tudi na medvrstne vplive, saj lahko npr. prisotnost jelenjadi vpliva na telesno maso mladičev srnjadi (Richard in sod., 2010).

(5) Odvisnost telesnih mas od gostote populacije je relativno dobro raziskana. Za ta kazalnik smo našli največ raziskav. Odvisnost od gostote je pogosto zaznana in linearna. Pri upravljanju populacij, v katerih izvajamo lov, je spremljanje znaka relativno enostavno. Zelo velika vsebinska slabost pa je, da je telesna masa odvisna tudi od veliko drugih vplivov, zaradi česar je njena uporabnost kot kazalnika v kontrolni

metodi (brez upoštevanja vplivnih dejavnikov in ustrezne standardizacije podatkov) lahko zelo vprašljiva.

(6) V razmerah v Sloveniji ni potrebna sprememba zakonodaje, dodatna oprema ali dodatno znanje za uvedbo kazalnika telesne mase. Ta kazalnik se že uporablja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011), a telesne mase niso obravnavane v odvisnosti od drugih dejavnikov. Prikazane so po spolnih in starostnih kategorijah, spremembe pa so prikazane z indeksi z osnovo v prvem letu preučevanega obdobja.

6.2.9 Lastnosti delov telesa

(1) Na podlagi raziskav, ki obravnavajo dele telesa in odvisnost njihovih lastnosti od gostote populacije, smo oblikovali tri kazalnike, in sicer: »indeks obledvične tolšče« (masa obledvične tolšče/masa ledvice), »tolščavost« (izraženo v cm debeline hrbtna tolšče ali z vsebnostjo tolšče glede na maso mišičevja in kot tolščavost mozga stegenice) in »maso organov/tkiv« (mase ledvic, ledvične tolšče, nadledvičnih žlez, srca, jeter in timusa). Kazalnik indeks ledvične tolšče je bil obravnavan v petih raziskavah (Kie in sod., 1983; Nelson in Phillips, 1998; Sams in sod., 1998; Kie in Bowyer, 1999; Vicente in sod., 2007), v katerih je bilo skupaj obravnavanih sedem znakov, ki so navedeni v prilogi 8. Od tega šest na belorepem jelenu in ena na jelenjadi. Raziskave so bile izvedene v ZDA in Španiji, štiri na belorepem jelenu in ena na jelenjadi.

Kazalnik tolščavost je bil obravnavan v štirih raziskavah (Kie in sod., 1983; Kie in Bowyer, 1999; Kilpatrick in sod., 2001; Stewart in sod., 2005), v katerih je bilo skupaj obravnavanih šest znakov, ki so navedeni v prilogi 8. Raziskave so bile izvedene v ZDA, tri na belorepem jelenu in ena na jelenjadi.

Kazalnik masa organov je bil obravnavan v treh raziskavah (Kie in sod., 1983; Sams in sod., 1998; Serrano in sod., 2011), v katerih je bilo skupaj obravnavanih osem znakov, ki so navedeni v prilogi 8. Od tega šest na belorepem jelenu in dva na pirenejskem kozorogu. Raziskave so bile izvedene v ZDA in Španiji, dve na belorepem jelenu in ena na pirenejskem kozorogu.

(2) Za kazalnik indeks obledvične tolšče lahko podatke zbiramo le po smrti osebkov, in sicer s tehtanjem ledvic in obledvične tolšče posebej. Iz teh dveh podatkov nato izračunamo indeks obledvične tolšče. Za kazalnik masa organov lahko podatke zbiramo le po smrti osebkov s tehtanjem ustreznih organov. Za kazalnik tolščavost v večini primerov zbiramo podatke po smrti osebkov z ugotavljanjem deleža tolšče v mozgu stegenice ali z merjenjem debeline tolšče na izbranem mestu (hrbet, stegno) na telesu živali. Debelino tolšče na hrbtu lahko merimo tudi z radiografskim snemanjem na živih živalih (Stewart in sod., 2005).

(3) Odvisnost kazalnika indeks obledvične tolšče je bila v šestih od sedmih primerov linearne oblike, petkrat negativno in enkrat pozitivno (Sams in sod., 1998) povezana z

gostote populacije. Za en znak odvisnosti od gostote populacije niso odkrili. Navedena pozitivna odvisnost je nasprotujoča ostalim.

Odvisnost kazalnika masa organov je za šest od osmih znakov linearne oblike, od tega štirikrat negativno in dvakrat pozitivno (Kie in sod., 1983; Sams in sod., 1998) povezana z gostoto populacije. Pozitivno povezavo so odkrili za relativni meri mase nadledvične žleze. Razvoj le-teh in njihova velikost so močno odvisne od genetskih dejavnikov, tako da v primeru zmanjšanja telesne mase osebkov lahko relativna mera (relativna je v tem primeru glede na maso osebkov) izkaže nasprotno odvisnost (Kie in sod., 1983). Štirje znaki predstavljajo absolutno maso organov. Razen pri masi nadledvične žleze telet, kjer odvisnosti od gostote populacije niso odkrili (Kie in sod., 1983), je pri ostalih treh (masa nadledvične žleze odraslih živali (Kie in sod., 1983) ter masa ledvic in masa ledvične tolšče (Serrano in sod., 2011) ugotovljena linearna negativna povezava z gostoto populacije.

Odvisnost kazalnika tolščavost od gostote populacije je bila za pet od šestih znakov negativna, linearne oblike. Odvisnosti niso ugotovili za tolščavost mozga stegenice pri teletih (Kie in sod., 1983). Ostali testi so bili izvedeni na odraslih živalih.

(4) Za kazalnik indeks obledvične tolšče je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od spola in meseca uplenitve pri odraslih živalih, a ni bila odvisna od starosti (Kie in sod., 1983) ter od dopolnilnega krmljenja in razpoložljivosti hrastov (Vicente in sod., 2007). Za kazalnik masa organov je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od starosti, spola in meseca uplenitve (Kie in sod., 1983; Serrano in sod., 2011), za kazalnik tolščavost pa od spola (Kie in Bowyer, 1999) in meseca uplenitve živali (Kie in sod., 1983). Odvisnosti niso odkrili za letne padavine in temperaturo (Stewart in sod., 2005).

(5) V tem poglavju obravnavni kazalniki (indeks obledvične tolščavosti, masa organov, tolščavost) so v odvisnosti od gostote populacije malo raziskani, v pregledanih raziskavah pa nismo našli podatkov o njihovi odvisnosti od gostote za gradient gostote od 0 do k. Zbiranje podatkov je zahtevno, saj terja natančno tehtanje posameznih organov, kjer lahko do napak prihaja že pri pripravi vzorcev. Odvisnost od drugih dejavnikov je malo raziskana, kaže pa, da je odvisnost podobna kot pri telesnih masah, vseeno pa manj variabilna kot pri biokemijskih znakih.

(6) Za uvedbo teh kazalnikov v Sloveniji ne bi bila potrebna sprememba predpisov, razen z vidika zagotavljanja izvajanja ustreznih meritev in zbiranja podatkov, kar se lahko doseže s spremembo podzakonskih aktov. Potrebna pa bi bila ustrezna znanja za zbiranje in pripravo vzorcev ter tehtanje. Za zbiranje podatkov o tolščavosti mozga stegenice bi bilo potrebno ustrezne vzorce zbirati, transportirati, skladiščiti in ustrezno laboratorijsko obdelati, kar bi bilo zamudno in povezano z dokaj velikimi stroški.

6.2.10 Skeletna velikost

(1) Na podlagi raziskav velikosti telesa smo oblikovali tri možne kazalnike, in sicer: »velikost čeljustnice« (merjena kot dolžina čeljustnice ali debelina/višina čeljustnice na mestu diasteme), »dolžina noge« (merjena kot dolžina zadnje noge ali dolžina metakarpalne kosti) in »obseg prsnega koša« (merjen kot obseg prsnega koša). Kazalnik velikost čeljustnice je bil obravnavan v petih raziskavah (Skogland, 1983; Nugent in Frampton, 1994; Hewison in sod., 1996b; Ferguson in sod., 2000; Azorit in sod., 2003), v katerih je bilo skupaj obravnavanih osem znakov, ki so navedeni v prilogi 9. Od tega štirje na srnjadi in po en na losu, jelenjadi, damjaku in severnem jelenu. Raziskave so bile izvedene v petih državah, na vsaki navedeni živalski vrsti ena.

Kazalnik dolžina noge je bil obravnavan v šestih raziskavah (Kaji in sod., 1988; Ashley in sod., 1998; Sams in sod., 1998; Toigo in sod., 2006; Zannèse in sod., 2006b; Serrano in sod., 2007), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 19 znakov, ki so navedeni v prilogi 9. Od tega po šest znakov na belorepem jelenu in siki, pet na srnjadi in dva na damjaku. Raziskave so bile izvedene v štirih državah, od tega po dve na srnjadi in belorepem jelenu ter po ena na siki in damjaku.

Kazalnik obseg prsnega koša je bil obravnavan v dveh raziskavah (Kaji in sod., 1988; Sams in sod., 1998), v katerih je bilo skupaj obravnavanih sedem znakov, ki so navedeni v prilogi 9. Od teh šest na siki in en na belorepem jelenu. Raziskavi sta bili izvedeni na Japonskem in v ZDA.

(2) Zbiranje podatkov za kazalnik velikost čeljustnice poteka na uplenjenih osebkih. Čeljustnico je treba pred izmero izrezati in temeljito očistiti, da se odstrani vsa mehka tkiva. Meritev opravimo z merilnim trakom ali ustreznim kljunastim merilom na vnaprej določen način. Meritev dolžine noge opravimo na uplenjeni ali odlovljeni živali s posebno šablono. Meritev obsega prsnega koša opravimo s tračnim metrom na odlovljeni živali ali na uplenjeni živali pred iztrebljenjem.

(3) Za kazalnik velikost čeljustnice je bila za šest od osmih znakov ugotovljena negativna linearna odvisnost od gostote populacije. V enem primeru je bila ugotovljena odvisnost neznačilno negativna linearna (Nugent in Frampton, 1994), v enem primeru pa odvisnosti niso odkrili (Hewison in sod., 1996b). Odvisnosti od gostote niso odkrili za višino čeljusti v diastemi pri srnah, medtem ko je bila odvisnost pri srnjakih negativno linearna.

Za kazalnik dolžina noge je bila za 13 od 19-ih znakov ugotovljena negativna linearna odvisnost, za tri znake neznačilno negativna linearna odvisnost (Ashley in sod., 1998; Toigo in sod., 2006; Serrano in sod., 2007), za tri znake pa odvisnosti niso odkrili (Kaji in sod., 1988). Odvisnosti od gostote niso odkrili za dolžino zadnje noge moških in ženskih osebkov ter enoletnih ženskih osebkov sike. Raziskava je bila izvedena na populaciji, katere gostota se je v dveh letih povečala za 67 %. Telesna masa in obseg prsnega koša sta se pričakovano značilno zmanjšala, medtem, ko se dolžina noge (kot mera skeletne velikosti) ni oz. se ni tako hitro (Kaji in sod., 1988). Kazalnik obseg

prsnega koša je bil pri vseh sedmih testih negativno linearno povezan z gostoto populacije.

(4) Za kazalnik velikost čeljustnice je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od klimatskih dejavnikov, spola, starosti in leta rojstva (Nugent in Frampton, 1994; Azorit in sod., 2003) ter od količine razpoložljive hrane (lišajev) (Skogland, 1983), za kazalnik dolžina noge pa od spola in starosti živali (Kaji in sod., 1988; Ashley in sod., 1998) ter vremenskih razmer (Toigo in sod., 2006; Zannèse in sod., 2006b).

(5) V tem poglavju obravnavani kazalniki so malo raziskani, a so ugotovljene odvisnosti od gostote populacije zelo konsistentne. Zajemanje podatkov za kazalnike je relativno enostavno, izvedba meritev je mogoča brez večjih napak. Izmero dolžine noge in obsega prsnega koša je treba izvesti takoj in se jo lahko izvede tudi na živih živalih. Izmero dolžine čeljustnic pa se lahko po ustrezni pripravi in skladiščenju čeljusti izvede tudi kasneje, še po nekaj letih. Glede na to, da lahko na podlagi razvojne stopnje in obrablenosti zobovja za večino vrst parkljarjev ocenimo tudi starosti osebkov, lahko na tak način spremljamo tudi razlike v velikosti čeljustnic živali, ki so bile poležene v različnih obdobjih oz. potencialno v pogojih različnih populacijskih gostot.

(6) Za uvedbo kazalnikov dolžina čeljustnice, obseg prsnega koša ali dolžina noge bi morali v Sloveniji spremeniti pravilnik (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005), tako da bi zagotovili izvajanje ustreznih meritev. Samo izvajanje ne bi zahtevalo zahtevnejše dodatne opreme ali dodatnega specialnega znanja. Predstavljalo pa bi dodatno obveznost upravljavcem lovišč. Za uvedbo kazalnika dolžina čeljustnice na način, da bi meritve izvajali po trenutno uveljavljenem pregledu odstrela in izgub divjadi, sprememba zakonodaje ne bi bila potrebna. Potreben bi bil le dogovor, kdo, kdaj in kje začne z meritvami, in dogovor o tem, da se ustrezne čeljusti skladišči do izvajanja meritev. S tem načinom bi tudi povečali natančnost in točnost meritev, kar je pri tem kazalniku zaradi majhnih absolutnih razlik, zelo pomembno (Garel in sod., 2010a). Pri tem velja poudariti, da imamo v Sloveniji že nekaj let (vse od leta 2007) utečen sistem zbiranja in meritev čeljustnic vseh vrst parkljarjev, v posameznih primerih tudi za vse osebkke določene vrste (srnjadi, jelenjadi, divjih prašičev), ki so bili uplenjeni v določenem letu (Pokorny in Jelenko, 2012); na podlagi dosedanjih pozitivnih izkušenj je očitno, da bi bilo merjenje čeljustnic pri nas dokaj enostavno vpeljati v upravljavsko prakso.

6.2.11 Razvoj skeleta in rogovja

(1) Na podlagi raziskav odvisnosti razvoja skeleta in rogovja od gostote populacije smo oblikovali pet možnih kazalnikov, in sicer: »asimetrija rasti« (merjena kot asimetrija rasti rogovja ali čeljusti), »masa rogovja« (merjena kot masa rogovja), »razvoj skeleta« (merjen kot starost ob okostenitvi metakarpusa), »število parožkov« (merjeno kot število parožkov na rogovju nad določeno (2,5 cm) dolžino) in »velikost rogov« (merjeno kot dolžina vej rogovja, debelina rogljev, dolžina rogljev, prirastek rogov ali razmik med vejama rogovja).

Kazalnik asimetrija rasti je bil obravnavan v treh raziskavah (Pelabon in Van Breukelen, 1998; Serrano in sod., 2008a; Eggeman in sod., 2009), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 12 znakov, ki so navedeni v prilogi 10. Od tega osem na jelenjadi, trije na srnjadi in eden na damjaku. Raziskave so bile izvedene v Franciji, na Nizozemskem in v ZDA, po ena na vsaki navedeni živalski vrsti.

Kazalnik masa rogovja je bil obravnavan v štirih raziskavah (Adamič in Kotar, 1983; Clutton-Brock in sod., 1985a; Smith, 1998; Kruuk in sod., 2002), v katerih so bili skupaj obravnavani štirje znaki, vsi na jelenjadi. Raziskave so bile izvedene v Sloveniji, na Škotskem in v ZDA.

Kazalnik razvoj skeleta je bil obravnavan v eni raziskavi (Serrano in sod., 2007), v kateri so obravnavali dva znaka, ki sta navedena v prilogi 10. Raziskava je bila izvedena v Franciji na damjaku. Preučevali so odvisnost starosti pri okostenitvi metakarpusa od gostote populacije.

Kazalnik število parožkov je bil obravnavan v petih raziskavah (Kie in sod., 1983; Kaji in sod., 1988; Shea in sod., 1992; Nelson in Phillips, 1998; Tiilikainen in sod., 2010), v katerih je bilo skupaj obravnavanih sedem znakov, od tega štirje na belorepem jelenu, dva na siki in en na losu. Raziskave so bile izvedene v treh državah, tri na belorepem jelenu in po ena na siki in losu.

Kazalnik velikost rogov je bil obravnavan v 15-ih raziskavah (Clutton-Brock in sod., 1985a; Houston in Stevens, 1988; Kaji in sod., 1988; Shea in sod., 1992; Ashley in sod., 1998; Jorgenson in sod., 1998; Nelson in Phillips, 1998; Pelabon in Van Breukelen, 1998; Schmidt in sod., 2001, 2007; Weladji in sod., 2005; Keyser in sod., 2006; Vanpe in sod., 2007; Tiilikainen in sod., 2010), v katerih je skupaj obravnavanih 29 znakov, ki so navedeni v prilogi 10. Od tega osem na debelorogi ovc, šest na srnjadi, pet na belorepem jelenu, po dva na losu, jelenjadi, siki, snežni kozi in severnem jelenu. Raziskave so bile izvedene v osmih državah, od tega po dve na losu, srnjadi in belorepem jelenu in po ena na jelenjadi, siki, snežni kozi, debelorogi ovci in severnem jelenu.

(2) Podatke za te kazalnike pridobimo z merjenjem ali tehtanjem rogov in spremljanjem razvoja okostenitve. Razvoj okostenitve spremljamo z analizo kosti po odstrelu živali. Starost ob okostenitvi lahko ugotovimo šele z dovolj velikim vzorcem v ustreznem času uplenjenih živali. Dimenzije rogov (dolžina, premer, razkrečenost, število parožkov in prirastek) lahko ugotavljamo na živih živalih ob odlovu, običajno pa po uplenitvi živali. Dolžino veje rogovja in število parožkov lahko ugotavljamo tudi na najdenem rogovju. Maso rogovja lahko ob intenzivnem opazovanju in spremljanju v naravi ugotavljamo za žive jelene (tehtamo najdene odpadle rogove) ali pa tehtamo trofeje.

(3) Za kazalnik asimetrija rasti je bila ugotovljena povezava z gostoto za 11 od 12 znakov. Od tega za štiri neznačilno negativna, za pet neznačilno pozitivna in za dva znaka pozitivna linearna odvisnost od gostote. Za kazalnik masa rogovja je bila pri treh od štirih znaki ugotovljena povezava z gostoto. Za en znak negativna konveksna, za enega negativna linearna in za enega neznačilna negativna linearna povezava. Za

kazalnik razvoj skeleta so pri obeh znakih (razvoj metakarpusa pri samcih in samicah) ugotovili negativno linearno odvisnost od gostote populacije. Za kazalnik število parožkov so pri štirih od sedmih znakov odkrili negativno linearno odvisnost od gostote populacije. Pri treh znakih odvisnosti niso odkrili. Za kazalnik velikost rogov pri sedmih od 29-ih znakov niso ugotovili odvisnosti od gostote populacije. Pri 19-ih znakih so ugotovili negativno linearno, pri enem pa neznačilno negativno linearno povezavo z gostoto populacije. Za dva znaka so ugotovili pozitivno linearno povezavo z gostoto populacije (Weladji in sod., 2005). V teh dveh primerih so preučevali srednjo relativno dolžino rogovja samcev in samic pri severnem jelenu, ki sta bili statistično korigirani glede alometrijskega učinka telesne mase osebkov. Nasprotnih ugotovitev glede odvisnosti od gostote populacije tako nismo odkrili. Odvisnost od gostote so za en znak ugotovili za gostoto izpred dveh let (Keyser in sod., 2006), za en znak za gostoto izpred enega leta (Tiilikainen in sod., 2010), sicer pa za vse znake iz tega poglavja za gostoto populacij v tekočem letu.

(4) Za kazalnik asimetrija rasti je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od starosti osebkov in klime (Eggeman in sod., 2009) ter od spola osebkov (Serrano in sod., 2008a). Za kazalnik masa rogovja je bila, poleg od gostote, v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od starosti in telesne mase osebkov (Adamič in Kotar, 1983), od količine poletnih padavin (Kruuk in sod., 2002), od starosti osebkov, marčevskih in aprilskih temperatur ter vremenskih razmer v času rasti osebka v maternici (Smith, 1998). V slednji raziskavi so preučevali tudi odvisnost mase rogovja od spolnega razmerja odraslih živali v populaciji in od dopolnilnega krmljenja, a odvisnosti niso odkrili. Za kazalnik število parožkov pri losu je bila, poleg od gostote, v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od spolnega razmerja populacije, starosti osebkov in območja vzorčenja (Tiilikainen in sod., 2010). Za kazalnik velikost rogov je bila, poleg od gostote, v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od junijske temperature pri starosti 12 mesecev in od rojstne mase za dolžino rogovja 16 mesečnih jelenov (Schmidt in sod., 2001), medtem ko odvisnosti od aprilске in majske temperature niso odkrili. Ugotovili so tudi odvisnost od spolnega razmerja populacije, starosti osebkov in območja vzorčenja (Tiilikainen in sod., 2010), od starosti in poletnih vodnih razmer (Vanpe in sod., 2007) ter od telesne mase (Weladji in sod., 2005). Nasprotno za kvaliteto habitata, poletne vodne razmere, gozdni obrod (Vanpe in sod., 2007) in klimatske dejavnike (Weladji in sod., 2005) odvisnosti niso odkrili.

(5) Kazalnik asimetrija rasti je v odvisnosti od gostote populacije malo raziskan. Ugotovljena odvisnost je nekonsistentna. Zbiranje potrebnih podatkov je sicer dokaj enostavno, a so potrebne natančne meritve in upoštevanje natančnega protokola izvajanja meritev in obdelave podatkov; pogosto se namreč zgodi, da je napaka meritev večja od asimetrije (tj. neusmerjene razlike med levo in desno stranjo sicer bilateralnih znakov), upoštevati je potrebno tudi statistične zadržke, ki določajo, ali je opažena asimetrija dejansko asimetrija in za katero vrsto asimetrije gre (zbrano v Pokorny in sod., 2004a). Drugi vplivi so vzporedno z vplivom gostote populacije malo raziskani, v samostojnih raziskavah pa se je pokazalo, da lahko na asimetrijo rogovja različnih vrst jelenov med drugim vplivajo zaparazitiranost, socialni položaj jelena in onesnaženost okolja (Pokorny in sod., 2004b). Kazalnik masa rogovja je v odvisnosti od gostote malo

raziskan, prav tako so vzporedno malo raziskani tudi drugi vplivi. Ugotovljena odvisnost sicer ne kaže nekonsistence. Zbiranje podatkov je relativno enostavno in je mogoče še po daljšem času. Kazalnik razvoj okostja je v odvisnosti od gostote populacije malo raziskan. Odvisnosti od drugih vplivov v navedeni raziskavi (Serrano in sod., 2007) niso preučevali. Zbiranje podatkov je relativno zahtevno in vezano na dovolj velik vzorec živali, uplenjenih v določeni starosti. Kazalnik število parožkov je v odvisnosti od gostote populacije malo raziskan. Vzporedno so vpliv drugih dejavnikov obravnavali le v eni raziskavi (Tiilikainen in sod., 2010), tako da lahko rečemo, da so ti vplivi malo raziskani. Ugotovljena odvisnost od gostote ne kaže nekonsistence, je pa glede na število preučevanih znakov izražena le v 57 %. Zbiranje podatkov je relativno enostavno in je mogoče tudi še po daljšem času. Kazalnik velikost rogov je v primerjavi z ostalimi kazalniki iz te skupine relativno dobro raziskan. V več raziskavah so vzporedno preučevali tudi vplive drugih dejavnikov. Odvisnost od gostote populacije ne kaže nekonsistence in je relativno dobro izražena, tj. pri 76 % preučevanih znakov.

(6) Za uvedbo kazalnikov iz te skupine (razen mase rogovja) bi bila potrebna sprememba podzakonskih aktov (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005) zaradi zagotavljanja zbiranja ustreznih podatkov. Za uvedbo kazalnika razvoj skeleta bi bila potrebna tudi sprememba lovnih dob (Uredba ..., 2004), da bi lahko zagotovili ustrezne vzorce. Za kazalnik masa rogovja spremembe zakonodaje niso potrebne. Podatke se v praksi že zbira.

6.2.12 Obnašanje živali

(1) Na podlagi raziskav o odvisnosti obnašanja živali od gostote populacije smo oblikovali tri možne kazalnike, in sicer: »disperzija osebkov« (merjena kot disperzijska razdalja osebkov ali pa kot delež dispergirajočih osebkov), »velikost okoliša« (merjeno kot velikost domačega okoliša posameznih živali) in »velikost tropa« (merjeno kot število osebkov v tropu ali delež samotarskih osebkov).

Kazalnik disperzija osebkov je bil obravnavan v dveh raziskavah (Gaillard in sod., 2008b; Myrsterud in sod., 2011), v katerih je bilo skupaj obravnavanih sedem znakov, ki so navedeni v prilogi 11. Od teh šest na srnjadi in en na jelenjadi. Raziskavi sta bili izvedeni ena deloma v Franciji in Švedskem (na srnjadi), druga pa na Norveškem (jelenjad).

Kazalnik velikost okoliša je bil obravnavan v dveh raziskavah (Vincent in sod., 1995; Kilpatrick in sod., 2001), v katerih so bili skupaj obravnavani štiri znaki, ki so navedeni v prilogi 11. Trije na srnjadi in eden na belorepem jelenu. Raziskavi sta bili izvedeni v Franciji (srnjad) in ZDA (belorepi jelen).

Kazalnik velikost tropa je bil obravnavan v petih raziskavah (Houston in Stevens, 1988; Vincent in sod., 1995; Toigo in sod., 1996; Borkowski, 2000; Pepin in Gerard, 2008), v katerih je bilo skupaj obravnavanih osem znakov, ki so navedeni v prilogi 11. Od teh trije znaki na alpskem kozorogu, dva na siki ter po en znak na srnjadi, snežni kozi in gamsu.

Raziskave so bile izvedene v Franciji, na Japonskem in v ZDA, na vsaki živalski vrsti ena.

(2) Zbiranje podatkov za vse tri kazalnike poteka na terenu z označevanjem in opazovanjem, s spremljanjem s telemetričnimi ovratnicami ali s spremljanjem z GPS ovratnicami. Zbiranje podatkov za disperzijo osebkov in velikost okoliša je zahtevno, zamudno in povezano z velikimi stroški. Zbiranje podatkov za velikost tropa je enostavnejše in hitrejše, temelji na opazovanju v naravi.

(3) Za kazalnik disperzija osebkov so le pri enem znaku od sedmih ugotovili odvisnost od gostote. Odvisnost je bila ugotovljena za delež migrirajočih osebkov, in sicer negativna, linearne oblike (Mysterud in sod., 2011). Disperzijska razdalja in stopnja disperzije nista izkazala odvisnosti od gostote populacije (Gaillard in sod., 2008b). Za kazalnik velikost domačega okoliša je bila pri dveh znakih ugotovljena negativna linearna odvisnost od gostote, pri enem pozitivna linearna, pri enem pa odvisnosti niso odkrili. Za kazalnik velikost tropa je bila pri sedmih od osmih znakov ugotovljena pozitivna odvisnost od gostote populacije. Za znak delež samotarskih samcev (Toigo in sod., 1996) je bila ugotovljena negativna odvisnost od gostote populacije. Delež samotarskih samcev je v obratnem sorazmerju s povprečno velikostjo tropa, zaradi česar pričakujemo, da bo v nasprotni odvisnosti od gostote kot velikost tropa. Odvisnost velikosti tropa od gostote populacije ne kaže nekonsistence in je zelo dobro izražena, saj je bila odvisnost ugotovljena za vse znake. Odvisnost od gostote populacije so v vseh primerih ugotavljali za gostoto tekočega leta.

(4) Za kazalnik disperzija osebkov je bila poleg od gostote v navedenih raziskavah ugotovljena tudi odvisnost od topografske razgibanosti (Mysterud in sod., 2011), medtem ko za spol osebkov (Gaillard in sod., 2008b), nadmorsko višino, oddaljenost od obale in delež višje ležečih habitatov odvisnosti niso odkrili (Mysterud in sod., 2011). Vincent in sod. (1995) so pri večji gostoti srnjadi ugotovili, da so si samci domači okoliš oblikovali pri višji starosti, tj. šele pri 30-ih mesecih in ne že pri dvanajstih, kot pri majhni gostoti. Borkowski in sod. (2000) so za velikost tropa vzporedno z odvisnostjo od gostote ugotovili, da nanj vpliva tudi habitat.

(5) Kazalnik disperzija osebkov je v odvisnosti od gostote populacije malo raziskan, odvisnost pa slabo izražena. Zbiranje podatkov je zahtevno, časovno zamudno in povezano z velikimi stroški. Drugi vplivi vzporedno z vplivom gostote niso raziskani. Kazalnik velikost okoliša v povezavi z gostoto je razmeroma slabo raziskan, ugotovljena odvisnost je nekonsistentna. Zbiranje podatkov je zahtevno, časovno zamudno in povezano z velikimi stroški. Drugi vplivi vzporedno z vplivom gostote niso raziskani. Kazalnik velikost tropa je zmerno raziskan, ugotovljena odvisnost od gostote je konsistentna in jasno izražena. Zbiranje podatkov je enostavno in časovno racionalno, a je povezano z zmernimi stroški. Drugi vplivi vzporedno z vplivom gostote so malo raziskani.

(6) Za implementacijo kazalnikov iz te skupine v Sloveniji bi bilo potrebno s predpisi zagotoviti ustrezno zbiranje podatkov. Za kazalnika disperzija osebkov in velikost okoliša bi potrebovali posebno, drago opremo in znanje za upravljanje z njo. Znanje je v

Sloveniji že na razpolago, a je za široko praktično uporabo teh kazalnikov premalo razširjeno. Za kazalnik velikost tropa dodatna oprema in posebno specialno znanje nista potrebna.

6.2.13 Neposredni cenzusi

Na podlagi raziskav o odvisnosti indeksov gostot populacij, oblikovanih na podlagi neposrednega štetja živali, od gostote populacij smo oblikovali kazalnike »kilometrski indeks« (število opaženih živali na km transektu), »opažanja lovcev« (število opaženih živali v obdobju izvajanja lova, lahko merjeno tudi kot število opaženih živali na dan ali uro), »lovni napor« (merjen kot potreben čas za uplenitev ali opažanje ene živali) in »štetje na transektih« (izraženo v številu opaženih živali ali skupin živali na površino ali dolžino transektu). Kazalnik kilometrski indeks je bil obravnavan v štirih raziskavah (Vincent in sod., 1991, 1996; Acevedo in sod., 2008; Garel in sod., 2010b), v katerih je bilo skupaj obravnavanih šest znakov, ki so navedeni v prilogi 12. Od teh štirje na jelenjadi in po eden na srnjadi in damjaku. Raziskave so bile izvedene v Franciji in Španiji, dve na jelenjadi in po ena na srnjadi in damjaku.

Kazalnik opažanja lovcev je bil obravnavan v osmih raziskavah (Timmermann in sod., 1993; McIntosh in sod., 1995; Ericsson in Wallin, 1999; Solberg in Sæther, 1999; Myrsterud in sod., 2007; Pettorelli in sod., 2007; Solberg in sod., 2010; Simard in sod., 2012), v katerih je bilo skupaj obravnavanih osem znakov, ki so navedeni v prilogi 12. Od teh štirje znaki na losu, dva na belorepem jelenu in po en znak na srnjadi ter jelenjadi. Raziskave so bile izvedene v štirih državah, od teh štiri na losu, dve na belorepem jelenu in po ena na srnjadi in jelenjadi.

Kazalnik štetje na transektih je bil obravnavan v šestih raziskavah (Vincent in sod., 1996; Gilbert in Raedeke, 2004; Focardi in sod., 2005; Loison in sod., 2006; Pepin in Gerard., 2008; Franzetti in sod., 2012), v katerih je bilo skupaj obravnavanih sedem znakov, ki so navedeni v prilogi 12. Dva znaka sta bila preučevana na gamsu, po en znak pa na srnjadi, damjaku, mulastem jelenu, pirenejskem gamsu (*Rupicapra pyrenaica*) in divjem prašiču. Raziskave so bile izvedene v Franciji, Italiji in ZDA, po ena na vsaki vrsti.

(2) Zbiranje podatkov za to skupino kazalnikov poteka v prosti naravi z opazovanjem in štetjem opaženih živali po različnih protokolih, ki so vnaprej določeni. Zamudnost je odvisna od samega protokola, ki je vezan na obliko oz. vrsto želenih podatkov. Podatke za kilometrski indeks zbiramo na linijskih transektih, kjer štejemo število opaženih živali ali skupin živali v povprečju na en km dolžine transektu. Podatke za kazalnik opažanja lovcev zbirajo lovci tekom izvajanja lova tako, da beležijo vse opažene živali določene vrste in čas izvajanja opazovanja. Podatke za kazalnik štetje na transektih zbiramo s štetjem osebkov ali skupin živali določene vrste na vnaprej določenih linijah v prostoru. Štejemo lahko vse živali, ki jih opazimo (v vidnem polju), lahko vnaprej določimo širino pasu, na katerem štejemo, ali pa pri štetju beležimo tudi razdaljo do opaženih osebkov. Podatke podamo v številu živali na transekt ali površino transektu. Štetje se v vseh primerih lahko izvaja ponoči z lučjo (Gilbert in Raedeke, 2004), z infra

kamero, z nočno optiko, podnevi z daljnogledom (Focardi in sod., 2005; Loison in sod., 2006; Pepin in Gerard., 2008) ali s termalno kamero (Gill in sod., 1997; Franzetti in sod., 2012).

(3) Za kazalnik kilometrski indeks so pri vseh znakih ugotovili pozitivno linearno odvisnost od gostote populacije. Za kazalnik opažanja lovcev so v petih od osmih primerih ugotovili pozitivno linearno odvisnost od gostote. V enem primeru je bila odvisnost neznačilno pozitivna, v dveh pa odvisnosti niso odkrili. Za kazalnik štetje na transektih so za vseh sedem znakov ugotovili pozitivno odvisnost od gostote, v šestih primerih linearne in v enem konkavne oblike. Konkavno obliko so ugotovili za število skupin gamsov (Pepin in Gerard., 2008) na pašniku.

(4) Vzporedno z odvisnostjo od gostote je odvisnost te skupine kazalnikov malo raziskana. Za kilometrski indeks so ugotovili odvisnost od količine dežja v času štetja (Garel in sod., 2010b), za število losov opaženih na lovca na dan pa odvisnost od razvoja vegetacije, zaraščanja in spola živali (Solberg in sod., 2010).

(5) Kazalnik kilometrski indeks je zmerno raziskan, a je odvisnost od gostote 100 % izražena in konsistentna. Zbiranje podatkov je relativno enostavno, časovno ni zamudno in je povezano z zmernimi stroški. Kazalnik opažanja lovcev je zmerno raziskan. Odvisnost od gostote je značilno izražena pri 63 % znakov in ne kaže nekonsistence. Zbiranje podatkov je relativno enostavno, ne pomeni dodatnih stroškov in ne terja dodatnega časa, ker se izvaja vzporedno z izvajanjem lova. Kazalnik štetje na transektih je v odvisnosti od gostote zmerno raziskan. Odvisnost od gostote je 100 % izražena in konsistentna. Zbiranje podatkov je relativno enostavno do zahtevno (odvisno od metode, ki jo uporabimo) in povezano z zmernimi do velikimi stroški. Tudi časovno je manj ali bolj zamudno, odvisno od metode. Odvisnost od drugih znakov je vzporedno z odvisnostjo od gostote malo raziskana, kaže pa na vpliv dejavnikov, ki vplivajo na vidljivost in na gibanje živali (padavine v času štetja, spreminjanje in zaraščanje vegetacije, prehranske razmere).

(6) Za implementacijo kazalnikov iz te skupine v Sloveniji bi bilo potrebno s predpisi zagotoviti ustrezno izvajanje štetja kot posebne naloge javne gozdarske službe ali upravljavcev lovišč. Zbiranja podatkov za kilometrski indeks in štetje na transektih ni mogoče priključiti obstoječim dejavnostim, medtem ko se opažanja lovcev v vsakem primeru izvaja med izvajanjem lova. Z ustrezno organizacijo tovrstnih censusov bi bilo treba zagotoviti tudi kontrolo kvalitete podatkov.

6.2.14 Posredni census

(1) Na podlagi raziskav o odvisnosti beleženja znakov prisotnosti živali v okolju od gostote populacije smo oblikovali dva kazalnika, in sicer: »gostota sledov« (merjeno kot število kupčkov iztrebkov na enoto površine ali število ploskev z iztrebki, kot število sledi na ploskev ali transekt in kot število stečin na dolžino gozdnega robu ter kot število fotografij obravnavane živali v časovni enoti) in »lovni napor« (merjeno kot delež uspešnih lovov ali kot čas, potreben za odstrel ene živali). Kazalnik gostota sledov

je bil obravnavan v šestih raziskavah (Mayle in sod., 2000; Mandujano, 2005; Forsyth in sod., 2007; Acevedo in sod., 2007, 2008; Rowcliffe in sod., 2008), v katerih je bilo skupaj obravnavanih 13 znakov, ki so navedeni v prilogi 13. Od tega sedem znakov na jelenjadi in po en znak na srnjadi, damjaku, vodnem jelenu (*Hydropotes inermis*), muntjaku (*Muntiacus reevesi*), belorepem jelenu in divjem prašiču. Raziskave so bile izvedene v Angliji, Mehiki, na Novi Zelandiji in v Španiji. Dve na jelenjadi in po ena na ostalih navedenih vrstah.

Kazalnik lovni napor je bil obravnavan v treh raziskavah (Timmermann in sod., 1993; McIntosh in sod., 1995; Uno in sod., 2006), v katerih je bilo skupaj obravnavanih pet znakov, ki so navedeni v prilogi 13. Od tega po dva znaka na losu in siki, en znak pa na srnjadi. Raziskave so bile izvedene v Angliji, na Japonskem in v Kanadi, po ena na vsaki navedeni živalski vrsti.

(2) Zbiranje podatkov za kazalnik število sledov poteka po postopku statističnega vzorčenja v naravi. Beleženi sledovi so lahko različni. V navedenih raziskavah so to sledi živali, stečine, iztrebki in fotografije. Indeksi gostot so oblikovani kot število sledov na transekt, površino ali časovno enoto. Znake beležimo na vnaprej določeni površini ali transektu in po vnaprej določenih časovnih intervalih. Beleženje sledi, stečin in iztrebkov ne zahteva zahtevnejše tehnične opreme, tako kot število fotografij, pri katerem rabimo ustrezne kamere in opremo za pregledovanje slik. Zbiranje podatkov za kazalnik lovni napor poteka ob izvajanju lova, kjer spremljamo, koliko časa je treba, da se opazi ali upleni eno žival ali pa delež uspešnih lovov.

(3) Za kazalnik gostota sledov so za vse znake ugotovili pozitivno odvisnost od gostote, ki je bila v treh primerih neznačilna, v 10 pa značilna. Oblika odvisnosti je bila pri značilni pozitivni odvisnosti za devet znakov linearna in za enega konkavna, pri neznačilno pozitivni odvisnosti pa za dva znaka konkavne in za en znak linearne oblike. Za kazalnik lovni napor so za znak delež uspešnih lovov (Timmermann in sod., 1993) ugotovili pozitivno linearno odvisnost od gostote, za znak število ur za odstrel ene živali pa neznačilno negativno odvisnost (McIntosh in sod., 1995). Pri ostalih treh znakih odvisnosti od gostote niso ugotovili. Predznaka ugotovljenih odvisnosti sta pričakovana in sta konsistentna, ker je število ur za odstrel ene živali obratno sorazmerno deležu uspešnih lovov.

(4) Vzporedno z odvisnostjo od gostote je odvisnost te skupine kazalnikov malo raziskana. Za kazalnik gostota sledov so vzporedno ugotovili odvisnost od habitata in sezone vzorčenja (Acevedo in sod., 2007) ter količine dežnih padavin (Mandujano, 2005).

(5) Kazalnik gostota sledov je relativno dobro raziskan, preiskovani znaki pa kažejo konsistentno odvisnost od gostote populacije. Zbiranje podatkov ni zahtevno in ni časovno zamudno. Razen za znak število fotografij tudi ni povezano z nabavo in uporabo tehnično zahtevne opreme. Zbiranje podatkov je sicer povezano z zmernimi stroški izvedbe cenusa na terenu, obdelava podatkov pa je relativno enostavna. Pomanjkljivost kazalnika je, da so drugi vplivi vzporedno z vplivom gostote malo raziskani. Kazalnik lovni napor je malo raziskan, odvisnost od gostote je slabo izražena.

Le za en znak od petih so ugotovili značilno odvisnost od gostote. Zbiranje podatkov poteka vzporedno z izvajanjem lova, kar pomeni, da izvedba praktično ne povzroči dodatnih stroškov in tudi ne zahteva posebne opreme.

(6) Za implementacijo kazalnikov iz te skupine v Sloveniji bi bilo potrebno s predpisi zagotoviti ustrezno izvajanje cenзов kot posebne naloge javne gozdarske službe ali upravljavcev lovišč. Zbiranja podatkov za gostoto sledov ni mogoče priključiti obstoječim dejavnostim, medtem ko se zbiranje podatkov za lovni napor v vsakem primeru izvaja med izvajanjem lova. Z ustrezno organizacijo tovrstnih cenзов bi bilo treba zagotoviti tudi kontrolo kvalitete podatkov.

6.2.15 Statistika odvzema

Na podlagi raziskav odvisnosti odstrela od gostote populacije smo oblikovali kazalnik »odstrel«, ki je merjen kot število živali, uplenjenih ali pa odvzetih iz narave v prostorski in časovni enoti (npr. odvzem srnjadi v LUO). Odstrel je lahko korigiran za lovni napor, tako da je izražen kot število uplenjenih živali na lovca na dan. Kazalnik je bil obravnavan v petih raziskavah (Timmermann in sod., 1993; Mysterud in sod., 2007; Pettoirelli in sod., 2007; Imperio in sod., 2010; Simard in sod., 2012), v katerih je bilo skupaj obravnavanih osem znakov, ki so navedeni v prilogi 14. Od teh po dva znaka na jelenjadi in belorepem jelenu ter po ene znak na losu, srnjadi, damjaku in divjem prašiču. Raziskave so bile izvedene v Italiji, na Norveškem in v Kanadi, po dve na jelenjadi in belorepem jelenu ter po ena na losu, srnjadi, damjaku in divjem prašiču.

(2) Podatke za kazalnik odstrel pridobimo iz uradnih evidenc o odstrelu, kjer jih zbirajo za namen upravljanja s populacijami. Podatki izvirajo od lovcev, izvajalcev odstrela, ki so dolžni poročati o izvedenem odstrelu ali drugih podatkih, pridobljenih med izvajanjem lova. Kvaliteto podatkov se lahko kontrolira s pregledovanjem odstrela in izgub na podlagi materialnih dokazov, npr. trofej in spodnjih čeljusti, kot je to urejeno v Sloveniji.

(3) Za pet od osmih znakov je bila v navedenih raziskavah ugotovljena pozitivna linearna odvisnost od gostote populacije. Za znak število živali, uplenjenih na lovca na dan, so ugotovili neznačilno pozitivno linearno korelacijo z gostoto populacije (Simard in sod., 2012). Za znaka odstrel, korigiran za lovni napor (Imperio in sod., 2010), in število uplenjenih živali na lovca na dan (Pettoirelli in sod., 2007) korelacije z gostoto niso odkrili. Imperio in sod. (2010) so sicer znak odstrel, korigiran za lovni napor, preučevali za srnjad, jelenjad, damjaka in divjega prašiča. Razen za jelenjad so za vse vrste ugotovili pozitivno korelacijo z gostoto populacije.

(4) Drugi vplivi na preučevane kazalnike vzporedno z vplivom gostote v navedenih raziskavah niso bili preučevani.

(5) Prednosti odstrela kot kazalnika so predvsem te, da je zbiranje podatkov zagotovljeno že z nadzorom izvedbe posegov v populacije in dodatna organizacija monitoringa ni potrebna. S tem ne nastanejo dodatni stroški in dodatna poraba časa.

Slabost je, da drugi vplivi poleg gostote populacije niso raziskani. Pri tem je potrebno opozoriti, da bolj kot je upravljanje in načrtovanje administrativno urejeno oz. določeno, manjša je pričakovana soodvisnost. Po drugi strani pa tudi v populacijah, v katerih načrtovanje določa njihovo dinamiko (ne le usmerja ali blago usmerja), odstrel slej ko prej sledi velikosti populacije. Če se to ne zgodi pride do propada populacije ali pa do prenaseljenosti.

(6) Za implementacijo tega kazalnika v Sloveniji ni potrebno spreminjati zakonodaje. Kazalnik se deloma že uporablja. Za izboljšanje stopnje zanesljivosti podatkov o odvzemu divjadi, ki ima trenutno v Sloveniji določene pomanjkljivosti (Pokorny, 2009), bi bilo treba hkrati ob zagotavljanju izvajanja ustreznih ukrepov spremeniti kazensko politiko tako, da ta ne bi bila tudi motiv za manipulacije s podatki. Nujno bi bilo tudi preučiti učinke načrtovanja odstrela na njegovo odvisnost od gostote populacij (Mysterud in sod., 2007).

6.2.16 Vpliv na vegetacijo

(1) Na podlagi raziskav vplivov gostot populacij rastlinojedov na vegetacijo smo oblikovali sedem možnih kazalnikov, in sicer: »delež poškodovanih dreves« (merjeno kot delež obgrizenih ali olupljenih dreves), »diverziteta indikatorskih vrst« (merjeno kot število rastlinskih vrst na površino), »dominanca indikatorskih vrst« (merjeno kot delež ploskev, na katerih dominira določena rastlinska vrsta), »gostota indikatorskih vrst« (merjeno kot gostota mladik indikatorske rastlinske vrste ali vrst), »pogostost indikatorskih vrst« (merjeno kot pokrovnost tal z indikatorsko vrsto ali kot masa rastlinja na m²), »razvitost indikatorskih vrst« (merjeno kot maksimalna ali povprečna višina rastline in kot npr. število listov na rastlini) in »smrtnost indikatorskih vrst« (merjeno kot delež osebkov indikatorskih rastlinskih vrst, ki odmrejo zaradi vpliva rastlinojedov). Obravnavani znaki so navedeni v prilogi 15.

Kazalnik delež poškodovanih dreves je bil obravnavan v dveh raziskavah (Hornberg, 2001; Akashi in Terzawa, 2005), od katerih je bila ena izvedena na Japonskem, druga pa na Švedskem. V prvi so obravnavali dva znaka vpliva gostote sike, v drugi pa en znak vpliva gostote losa na rastlinje.

Kazalnik diverziteta indikatorskih vrst je bil obravnavan v štirih raziskavah (Tilghman, 1989; Balgooyen in Waller, 1995; Horsley in sod., 2003; Randall in Walters, 2011), v katerih so bili skupaj obravnavni štirje znaki. Raziskave so bile izvedene v ZDA, od teh je ena preučevala vpliv mulastega jelena, tri pa vpliv belorepega jelena.

Kazalnik dominanca indikatorskih vrst je bil obravnavan v eni raziskavi (Horsley in sod., 2003), v kateri so obravnavali štiri znake. Raziskava je bila izvedena v ZDA in je preučevala vpliv belorepega jelena.

Kazalnik gostota indikatorskih vrst je bil obravnavan v šestih raziskavah (Tilghman, 1989; Horsley in sod., 2003; Tremblay in sod., 2007; Gill in Morgan, 2010; Akashi in sod., 2011; Randall in Walters, 2011), v katerih so skupaj obravnavali 12 znakov. Od

tega na devetih znakih vpliv belorepega jelena, na enem sike, na dveh pa več vrst jelenov. Raziskave so bile izvedene na Japonskem, v Angliji, ZDA in Kanadi. V eni raziskavi so preučevali vpliv sike, v eni več vrst jelenov (Gill in Morgan, 2010), v štirih pa vpliv belorepega jelena.

Kazalnik pogostost indikatorskih vrst so obravnavali v treh raziskavah (Tilghman, 1989; Clutton-Brock in sod., 1991; Horsley in sod., 2003), v katerih so skupaj obravnavali pet znakov. Od teh na enem vpliv savojske ovce, na ostalih pa vpliv belorepega jelena. Raziskave so bile izvedene na Škotskem in v ZDA. V eni so preučevali vpliv savojskih ovc, v dveh pa vpliv belorepega jelena.

Kazalnik razvitost indikatorskih vrst so preučevali v petih raziskavah (Tilghman, 1989; Balgooyen in Waller, 1995; Horsley in sod., 2003; Tremblay in sod., 2007; Koh in sod., 2010), v katerih so skupaj obravnavali sedem znakov. Od tega na dveh vpliv mulastega jelena, na ostalih pa vpliv belorepega jelena. Raziskave so bile izvedene v ZDA in Kanadi. Ena na mulastem jelenu, ostale pa na belorepem jelenu.

Kazalnik smrtnost indikatorskih vrst so obravnavali v dveh raziskavah (Motta, 1996; Tremblay in sod., 2007), v katerih so skupaj obravnavali tri znake. Preučevali so vpliv srnjadi, jelenjadi in belorepega jelena. Raziskavi sta bili izvedeni v Italiji in Kanadi.

(2) Zbiranje podatkov za oblikovanje kazalnikov iz te skupine poteka na terenu na podlagi ustreznega statističnega vzorčenja na rastlinju in vnaprej določenega protokola, kako popisujemo vpliv rastlinojedih parkljarjev na vegetacijo. Zbiranje tovrstnih podatkov je samostojna naloga, ne moremo je priključiti kaki drugi nalogi, ki sicer poteka v okviru upravljanja divjadi. Zbiranje podatkov je časovno relativno zamudno in povezano z zmernimi stroški.

(3) Korelacijo deleža poškodovanih dreves in gostote divjadi so odkrili le za enega izmed treh znakov. Odvisnost je bila pozitivna, sigmoidne oblike. Za kazalnik diverziteta indikatorskih vrst so korelacijo z gostoto ugotovili pri treh od štirih znakov. Pri vseh treh je bila povezava negativna, linearne oblike. Za kazalnik dominanca indikatorskih vrst so korelacijo z gostoto ugotovili pri treh od štirih znakov. Pri dveh je bila povezava negativna, pri enem linearne in pri enem konkavne oblike. Pri tretjem znaku je bila povezava pozitivna, linearne oblike. Za kazalnik gostota indikatorskih vrst so korelacijo z gostoto parkljarjev ugotovili pri 11 od 12 znakov. Ugotovljene povezave so bile pri devetih znakih negativne, od tega v štirih primerih konveksne, v enem konkavne in v štirih linearne oblike. Za en znak so ugotovili neznačilno negativno linearno povezavo, za enega pa pozitivno linearno povezavo z gostoto parkljarjev (Randall in Walters, 2011). Za kazalnik pogostost indikatorskih vrst so korelacijo z gostoto ugotovili pri vseh petih znakih. Za dva znaka je bila korelacija negativna linearna, za dva pozitivna linearna in za enega negativna konkavna. Za kazalnik razvitost indikatorskih vrst so korelacijo z gostoto parkljarjev ugotovili pri šestih od sedmih znakov. Vse ugotovljene odvisnosti so bile negativne, tri od teh linearne, dve konveksne in ena konkavne oblike. Pri enem znaku povezanost niso odkrili. Za kazalnik smrtnost indikatorskih vrst so korelacijo z gostoto ugotovili pri vseh treh znakih.

Ugotovljena korelacija je bila pri vseh treh znakih pozitivna, za dva znaka linearne in za enega konveksne oblike.

(4) Vzporedno z vplivi gostote populacij rastlinojede divjadi so v navedenih raziskavah ugotovili tudi vplive prsnega premera dreves na prisotnost obgrizenja na smreki in macesnu (Akashi in Terzawa, 2005). Ugotovili so vpliv izvedenih gozdnogojitvenih ukrepov in dolžine obdobja od izvedbe ukrepov na število vrst mladja na površino, na dominantno posameznih vrst mladja, na gostoto posameznih vrst mladja, na pogostost robid, praproti in ostričevk ter na višino najvišjega poganjka nekaterih vrst mladja (Horsley in sod., 2003). Ugotovili so tudi vpliv rastišča na bogastvo vrst v gozdnem mladju in gostoto stebel različno visokega mladja (Randall in Walters, 2011) ter vpliv gostote pritlikavega bambusa (Akashi in sod., 2011).

(5) Prednosti kazalnikov iz te skupine so, da se jih da neodvisno in relativno enostavno ugotavljati, slabost pa, da so časovno dokaj zamudni. Odvisnost od gostote rastlinojedov je relativno dobro izražena in ne kaže nekonsistence.

(6) Večino kazalnikov iz te skupine lahko v Sloveniji izvedemo na podlagi popisa objedenosti gozdnega mladja, ki je že v teku (Jerina in sod., 2008). Z manjšo razširitvijo tega popisa bi lahko izvajali vse navedene kazalnike. Sprememba zakonodaje ni potrebna, saj je popis razvoja gozdnega mladja in poškodovanosti sestojev naloga javne gozdarske službe in tudi ni smiselno, da to počne kdorkoli drug.

6.2.17 Objedenost rastlin

(1) Na podlagi raziskav o odvisnosti objedenosti gozdnih rastlin od gostote rastlinojede divjadi smo oblikovali kazalnik »objedenost«, merjen kot delež objedenega gozdnega mladja, borovnic ali robide, lahko ločeno po rastlinskih vrstah. Znaki so bili raziskovani v 10 raziskavah (Balgoooyen in Waller, 1995; Hornberg, 2001; Morellet in sod., 2001; Acevedo in sod., 2008; Jerina in sod., 2008; Ward in sod., 2008; Kamler in sod., 2010; Mysterud in sod., 2010; Akashi in sod., 2011; Chevrier in sod., 2012), v katerih so jih skupaj obravnavali 15. Navedeni so v prilogi 16. Od teh so s sedmimi znaki preučevali vpliv gostote jelenjadi, s štirimi znaki vpliv gostote srnjadi in s po enim znakom vpliv gostote losa, sike, mulastega jelena in gamsa. Raziskave so bile izvedene v devetih državah, od teh po štiri raziskave na srnjadi in na jelenjadi in po ena na losu, siki, mulastem jelenu in gamsu.

(2) Zbiranje podatkov za oblikovanje kazalnika objedenost poteka na terenu na podlagi ustreznega statističnega vzorčenja in vnaprej določenega protokola popisovanja objedenosti od rastlinojedih parkljarjev. Zbiranje tovrstnih podatkov je samostojna naloga, ne moremo je priključiti kaki drugi nalogi, ki sicer poteka v okviru upravljanja z divjadjo. Zbiranje podatkov je časovno relativno zamudno in povezano z zmernimi stroški.

(3) Ugotovljena odvisnost objedenosti od gostote parkljarjev je bila v devetih od 13 primerov pozitivna, od tega v osmih primerih linearne oblike, v enem primeru pa

sigmoidne. Sigmoidna odvisnost je na grafičnem prikazu zelo neizrazita (Akashi in sod., 2011). V štirih primerih odvisnosti od gostote rastlinojedih parkljarjev niso odkrili. V enem primeru za indeks objedenosti malo vsečnih vrst (Acevedo in sod., 2008), v enem primeru za objedenost močno vsečne vrste (Kamler in sod., 2010), v drugih dveh pa za odvisnost objedenosti gozdnega mladja od gostot srnjadi oz. od gamsa (Jerina in sod., 2008). Vpliv srnjadi je bil relativno konstanten ne glede na preučevani gradient gostote, vpliva gamsa pa zaradi neizrazitosti ni bilo mogoče posebej izluščiti.

(4) Vzporedno z vplivi gostote populacij rastlinojede divjadi so v navedenih raziskavah ugotovili tudi vpliv abundance pritlikavega bambusa (Akashi in sod., 2011), tipa pomlajevanje gozda in leta (Chevrier in sod., 2012), splošne prehranske nosilne kapacitete okolja, gostote mladja, bližine in obsega krmljenja, letne količina padavin in temperature (Jerina in sod., 2008), tipa gozda, produktivnosti habitata, sklepa krošenj, lege, naklona terena, nadmorske višine, oddaljenosti od morske obale in oddaljenosti od kmetijskih površin (Mysterud in sod., 2010) ter od gostote srnjadi vsečne podrasti (Ward in sod., 2008). Za temeljnico iglavcev in starost sestoja niso odkrili vplivov na delež objedenosti gozdnega mladja (Akashi in sod., 2011).

(5) Prednost tega kazalnika je, da je zbiranje podatkov relativno enostavno, je pa na drugi strani povezano z vzorčenjem na terenu, ki je časovno zamudno in povezano z dodatnimi stroški. Kazalnik je relativno dobro raziskan, manj so vzporedno raziskani drugi dejavniki, ki tudi vplivajo na objedenost gozdnih rastlin, npr. vremenski vplivi in vpliv gozdnega obroda. Težko je tudi ločiti med vplivom posameznih vrst rastlinojedih parkljarjev ter skupen vpliv parkljarjev od vpliva drugih prostoživečih živali, npr. poljskega zajca (Debeljak in sod., 1999; Jerina in sod., 2008; Kamler in sod., 2010).

(6) Za implementacijo kazalnika objedenost v Sloveniji ni treba spreminjati zakonodaje. Popis objedenosti se že izvaja, vendar rezultati niso oblikovani v kazalnik, ki bi enostavno in jasno odražal razvoj populacij rastlinojedih parkljarjev (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011; Jonožovič in sod., 2012). Izvedba popisa objedenosti je naloga javne gozdarske službe in tudi ni smiselno, da to počne kdorkoli drug.

6.2.18 Škoda od prostoživečih živali

(1) Na podlagi raziskav o odvisnosti škod od divjadi od njihove gostote smo oblikovali kazalnik »škoda«, merjen v denarju na površino, ki je lahko lovišče, občina, okraj, okrožje pokrajina, lovsko upravljavsko območje. Znaki so bili raziskovani v petih raziskavah (Uno in sod., 2006; Engeman in sod., 2007; Gonter in sod., 2007; Schley in sod., 2008; Bleier in sod., 2012), v katerih so jih skupaj obravnavali osem. Navedeni so v prilogi 17. Od tega so s štirimi zanki preučevali vpliv divjih prašičev, z dvema jelenjadi in s po enim vpliv srnjadi in sike. Raziskave so bile izvedene v petih državah, štiri na divjem prašiču, dve na jelenjadi in po ena na srnjadi in siki.

(2) Zbiranje podatkov za ta kazalnik se izvaja tekom izvedbe poravnave med oškodovanci in upravičenci do odškodnine. V državah, kjer je lovna pravica vezana na lastnino, navadno teh podatkov ni ali pa so zelo okvirni.

(3) Za sedem od osmih znakov so ugotovili pozitivno linearno povezavo z gostoto populacij parkljarjev, v enem primeru pa neznačilno pozitivno povezavo (Bleier in sod., 2012). Neznačilno pozitivna je bila ugotovljena povezava pri edinem znaku, ki je obravnaval odvisnost škode od populacije srnjadi.

(4) Vzporedno z vplivi gostote populacij rastlinojede divjadi so v navedenih raziskavah ugotovili tudi vpliv dolžine gozdnega robu in vsote površin koruznih njiv (Bleier in sod., 2012), odvisnost od poletne temperature in količine poletnih padavin (Gonter in sod., 2007) ter od rabe tal (Schley in sod., 2008).

(5) Kazalnik je relativno malo raziskan, a kaže konsistentno odvisnost od gostote populacij parkljarjev. Primeren je predvsem za tiste vrste divjadi, ki dokaj redno in prostorsko razširjeno povzročajo škodo na človekovem premoženju, npr. divji prašič in jelenjad. Drugi vplivi so relativno malo raziskani. Podatke za ta kazalnik lahko pridobimo iz uradnih evidenc ali pa z vzorčenjem na terenu. Če podatke pridobimo iz uradnih evidenc, zbiranje ni zamudno in tudi ne predstavlja dodatnih stroškov. Zbiranje podatkov na terenu je časovno dokaj zamudno in pomeni dodatne stroške. Prednost kazalnika je, da neposredno meri izkoriščenost ekonomske kapacitete okolja.

(6) Implementacija kazalnika je v Sloveniji mogoča brez spremembe predpisov. Kazalnik se v načrtovanju upravljanja z divjadjo že uporablja. Glede na mnenja predstavnikov kmetov, izražena na javnih predstavitvah upravljavskih načrtov (Lovsko upravljavski načrt za XIII. ..., 2011), bi bilo dobro vzpostaviti neodvisen monitoring škod, vsaj od divjega prašiča.

6.2.19 Trki vozil in divjadi

(1) Na podlagi raziskav o odvisnosti trkov vozil in divjadi od gostote populacij smo oblikovali kazalnik »število naletov na vozila«, ki predstavlja število naletov divjadi na vozila v obravnavani enoti (npr. lovsko upravljavskem območju) in gostoto trkov z vozili, ki je podana na dolžino ceste (npr. km, 100 km ali 1000 km). Znaki so bili raziskovani v 14 raziskavah (McCaffery, 1973; Romin in Bissonette, 1996; Pavšič, 1998; Joyce in Mahoney, 2001; Mysterud, 2004; Seiler, 2004, 2005; Dussault in sod., 2006; Farrell in Tappe, 2007; Hussain in sod., 2007; DeNicola in Williams, 2008; Rutberg in Naugle, 2008; Gkritza in sod., 2010; Hothorn in sod., 2012), v katerih jih je bilo skupaj obravnavnih 19. Navedeni so v prilogi 18. Od tega sedem na belorepem jelenu, štiri na losu, po trije na srnjadi in belorepem jelenu, dva na mulastem jelenu ter en na jelenjadi. Raziskave so bile izvedene v šestih državah, od tega šest na belorepem jelenu, štiri na losu, tri na srnjadi, dve na mulastem jelenu in ena na jelenjadi.

(2) Zbiranje podatkov za kazalnik v večini primerov poteka s pridobivanjem iz uradnih evidenc. V eni raziskavi (Romin in Bissonette, 1996) so jih pridobili z intenzivnim vzorčenjem na terenu. Uradne evidence so evidence policije o prijavljenih prometnih nesrečah, evidence zavarovalnic, ali pa del obveznih poročil upravljavcev lovišč, kot je primer v Sloveniji (Uredba ..., 2004; Lovsko upravljavski načrt za XIII. ..., 2011).

(3) Za 17 od 19-ih znakov so ugotovili pozitivno povezavo z gostoto populacij divjadi, le v dveh primerih preučevanja odvisnosti števila naletov srnjadi oz. mulastega jelena z vozili je bila ugotovljena neznačilno pozitivna povezava z gostoto (Romin in Bissonette, 1996; Hothorn in sod., 2012). Oblika odziva je bila enkrat konkavna (Hothorn in sod., 2012), enkrat konveksna (Joyce in Mahoney, 2001), sicer pa linearna. Odvisnost od gostote je dobro izražena in konsistentna.

(4) Vzporedno z vplivi gostote populacij rastlinojede divjadi so v navedenih raziskavah ugotovili tudi vpliv okoljskih danosti, predvsem bližine gozda, dolžine gozdnega robu in zgradbe gozda (Farrell in Tappe, 2007), klime in rabe prostora (Hothorn in sod., 2012), gostote prometa in prostorske skale, na kateri je bil pojav preučevan (Seiler, 2004), gostote prometa, prisotnosti stečin, prisotnosti delno slanih bajerjev, reliefa, meseca, dneva v tednu, ure v dnevu, maksimalne dnevne temperature in minimalnega dnevnega zračnega pritiska (Dussault in sod., 2006), rabe prostora (Gkritza in sod., 2010), rabe prostora, gostote prometa in omejitve odstrela (Hussain in sod., 2007), količine prometa (Joyce in Mahoney, 2001), obsega prometa ter izstopajočih naravnih in zakonodajnih lovnih pogojev (McCaffery, 1973), gostote prometa in indeksa severnoatlantske oscilacije aprila in maja (Mysterud, 2004) ter prometa, topografije in vegetacije (Romin in Bissonette, 1996).

(5) Ugotovljena odvisnost znakov od gostote populacije, ki opredeljujejo problematiko trkov parkljarjev z vozili, je dobro izražena in konsistentna. Zbiranje podatkov je organizirano v okviru zbiranja uradnih statističnih podatkov ali podatkov za upravljanje s parkljarji. Če tega ni, je zbiranje podatkov zelo zamudno in povezano z velikimi stroški.

(6) Za implementacijo kazalnika v Sloveniji ni potrebno spreminjati zakonodaje. Pravzaprav se kazalnik že uporablja, a so podatki o naletih z vozili v analizah večinoma združeni z drugimi podatki smrtnosti posamezne vrste parkljaste divjadi, razen z odstrelom (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

7 RAZPRAVA

7.1 UPRAVLJANJE S PARKLJARJI IN KONTROLNA METODA

7.1.1 Upravljanje s parkljarji

Generalni cilj upravljanja divjadi je zagotavljanje njene ohranitve in usklajenosti njenih populacij z okoljem (Zakon o divjadi in lovstvu ..., 2004). Pri upravljanju sodelujejo različni deležniki od lovcev, lastnikov zemljišč, naravovarstvenikov do lokalnih skupnosti in države. Ne glede na sodoben razvoj družbe in njene zavesti sta ključna deležnika v procesu upravljanja divjadi še vedno lastnik zemljišča in koristnik lovne pravice. Uspeh ali neuspeh upravljanja divjadi ima na ti dve interesni skupini namreč največji neposreden (tudi ekonomski) vpliv. Relacija med njima je lahko zelo kratka (če je to isti človek) ali pa daljša, če je vmes več posrednikov (združenje lovcev, gozdarska služba, država in združenje lastnikov zemljišč).

V Sloveniji imamo glede načrtovanja upravljanja divjadi razmeroma dolge relacije med lastniki zemljišč in upravljavci lovišč. Za usklajevanje različnih interesov različnih deležnikov v procesu načrtovanja upravljanja divjadi je zadolžen vladni Zavod za gozdove Slovenije, ki je zaradi tega izpostavljen različnim zahtevam. Načrtovalci morajo imeti široko znanje in veliko usposobljenost za vodenje procesa načrtovanja in za pravilno usmerjanje razvoja populacij. Sistem jim nalaga pravzaprav vso odgovornost za doseganje v zakonu navedenih ciljev upravljanja. V praksi se sicer nemalokrat dogaja, da kateremu od deležnikov uspe močnejše uveljaviti svoj interes (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011), kar pa je v prvi vrsti znak neustreznosti delovanja vladnega zavoda.

Pri obravnavi sistemov načrtovanja upravljanja divjadi in njihovi medsebojni primerjavi posebno mesto namenjamo koristnikom lovne pravice in lastnikom zemljišč, ker ima na ta dva deležnika rezultat celotnega procesa upravljanja divjadi največji vpliv. Za Slovenijo predvidevamo, da bi imela nekontrolirana rast populacij neposredni ekonomski vpliv na upravljavce lovišč, lastnike zemljišč ter državne in lokalne oblasti. Na druge deležnike v procesu ne bi imela neposrednega ekonomskega vpliva.

Velika heterogenost sistemov načrtovanja in upravljanja divjadi v Evropi kaže, da je učinkovitost upravljanja bolj kot od administrativne ureditve sistema odvisna od tega, katere ukrepe v populacijah in njihovem okolju se v procesu upravljanja dejansko izvaja. Na eni strani imamo države (npr. Norveška), ki imajo lovno pravico strogo vezano na lastnino, pa težko rešujejo določene probleme s škodami od divjadi, na drugi strani pa imamo države (npr. Švico), ki te probleme uspešno rešujejo, in to kljub temu da država upravlja lovno pravico deloma na podlagi lovišč, deloma pa na podlagi licenc.

Ugotavljamo, da je v sistemih, kjer je povezava med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice tesnejša, manjša verjetnost, da se problemi s škodami od divjadi izražajo kot širši upravljavski problem. Vendar ne zaradi sistema samega, temveč zaradi percepcije

vpletenih deležnikov. Lastnik zemljišča, ki sam lovi na svoji posesti, je sam odgovoren za usklajevanje divjadi in okolja in tako nima motiva za izpostavljanje problemov s škodami. Nasprotno se izkaže v primerih, ko je med lastnikom zemljišč in upravljavcem lovišč več posrednikov, torej da je administrativna relacija daljša. Prednost sistema z daljšo administrativno relacijo pa je v lažjem uresničevanju javnega interesa.

Ugotavljamo tudi, da je upravljanje divjadi v okolju, kjer država (ali regija) upravlja lovno pravico administrativno, lahko manj zapleteno. Za uspeh upravljanja je predvsem pomembno, kako poteka določanje kvote odstrela, ki smo jo prepoznali kot ključni ukrep uravnavanja odnosa parkljarjev do njihovega okolja, in kako so v tem procesu zastopani interesi posameznih deležnikov. Biološke in ekološke lastnosti posameznih vrst parkljaste divjadi dajejo širok razpon možnih ukrepov in stanj, izmed katerih je vedno mogoče izbrati dober kompromis. Kompromis, ki bo omogočil ohranitev vrste in izkoriščanje z lovom, a hkrati ne bo imel pretirano negativnih učinkov na dejavnosti lastnikov zemljišč. Sistem bo deloval dolgoročno učinkovito le, če bodo interesi teh dveh interesnih skupin uravnoteženi tako, da bo to sistemsko zagotovljeno z enako aktivnimi vlogami obeh deležnikov.

Dolge relacije med lastniki zemljišč in upravljavci lovišč (primer Slovenije) zahtevajo natančno opredelitev vlog posameznih deležnikov v procesu načrtovanja upravljanja divjadi in kompleksne upravljavske načrte, katerih določila slonijo na kvalitetnih podatkih. Zaključimo lahko, da je kvaliteten monitoring, katerega osnova so skrbno izbrani in oblikovani kazalniki, prvi korak k uspešnemu upravljanju divjadi.

7.1.2 Kontrolna metoda

Kot smo izpostavili že v prejšnjem poglavju, je monitoring sestavina, ki nam daje potrebne podatke in je zato ključna osnova, potrebna za sprejemanje odločitve v procesu načrtovanja upravljanja divjadi. Podobno izhaja tudi iz teorije kontrolne metode. Monitoring in s tem zbrani podatki predstavljajo povratno zvezo pri upravljanju po metodi črne skrinje. Ker so ekosistemi preveč zapleteni, da bi jih lahko detajlno poznali, se moramo opirati na nekaj znakov, ki nam ob ustreznem naboru in ustreznem spremljanju povedo dovolj, da lahko sistem uspešno upravljamo (Gašperšič, 1997). Za ta namen izberemo znake, ki jih je mogoče enostavno in dovolj natančno meriti ter jih lahko trajno spremljamo in primerno vrednotimo (Simonič, 1982).

Na podlagi tako spremljanih podatkov lahko oblikujemo kazalnike v kontrolni metodi. Kazalniki niso zgolj statistično spremljani znaki, temveč morajo biti na podlagi znanstvenih analiz nadgrajeni tako, da poznamo njihovo relacijo do gostote populacije (kako intenzivno se odzivajo na spremembe gostote in v kakšni povezavi so z njo) in mejne vrednosti, ki povedo, kdaj je populacija presegla obravnavano kapaciteto okolja oz. kdaj se je gostota kritično znižala. Vsaj del kazalnikov naj bi bil oblikovan tako, da bi z njimi neposredno spremljali doseganje ciljev upravljanja populacij.

Za čim bolj objektivni način načrtovanja upravljanja populacij, ki temelji na stanju le-teh in njihovega življenjskega okolja, pa rabimo kazalnike, ki so ustrezno znanstveno

obdelani, pri katerih so vplivi neciljnih spremenljivk statistično ovrednoteni, jih lahko redno stroškovno učinkovito spremljamo in obvladujemo tveganje napak pri zbiranju podatkov in tveganje za prirejanje podatkov. Meje vrednosti kazalnikov morajo biti določene v okolju, kjer jih bomo kasneje uporabljali (Zannèse in sod., 2006b). Kot kazalnik je v Sloveniji ovrednotena le objedenost gozdnega mladja (Jerina in sod., 2008), v tujini pa tudi kilometrski indeks, velikost tropa, uspeh razmnoževanja pri samicah, telesna masa mladičev, dolžina čeljusti, dolžina zadnje noge mladičev in indeks objedenosti gozdnega mladja (Cederlund in sod., 1998; Morellet in sod., 2007).

Princip kontrolne metode lahko razširimo tudi na druga področja, npr. oblikovanje administrativnega okolja za upravljanje populacij divjadi. Na tem mestu moramo omeniti predvsem zakon, ki ureja področje divjadi in lovstva (Zakon o divjadi in lovstvu ..., 2004), ki načeloma ureja osnovne okvire tega področja, v določenih delih pa tudi detajle upravljanja s populacijami divjadi. Zaradi pomanjkanja ustreznih kazalnikov (za utemeljitev glej nadaljevanje) ni mogoče vselej zagotoviti, da bi se vzpostavile zelene gostote vrst divjadi oz. dosegli drugi cilji upravljanja divjadi. Upoštevanje principov kontrolne metode bi v tem primeru pomenilo sprotno izboljševanje administrativnega okolja na način, da bi bilo doseganje ciljev vedno lažje.

Podobno kot iz pregleda upravljanja populacij parkljarjev v Evropi ugotavljamo, da problemi, ki se pri upravljanju porajajo, ne izhajajo iz oblike oz. vrste upravljalvskega sistema načrtovanja upravljanja divjadi, temveč iz izvedbe. Za ustrezno načrtovanje pa potrebujemo ustrezen monitoring, oblikovan na pravih kazalnikih. Prav tako ga potrebujemo za zagotavljanje ustrezne realizacije ukrepov. Končni učinek upravljanja divjadi dosežemo z v naravi izvedenimi ukrepi, sistem v ozadju pa je pomemben v toliko, kolikor je sposoben zagotavljati, da so ti ukrepi ustrezni in vodijo k doseganju ciljev upravljanja.

Kot del ustrezne izvedbe sistema upravljanja lahko smatramo tudi ustrezno izvedbo kontrolne metode same. Ta namreč predvideva učenje na izvedenih akcijah in aktivno izboljševanje poznavanje sistema in upravljanja (principa črne skrinje in povratne informacijske zanke). Kljub deklarativni uporabi kontrolne metode dejansko tega ne moremo trditi za primere, kjer upravljalvske problemi ostajajo enaki več let ali celo desetletje, ukrepi predpisani v okviru kontrolne metoda pa ostajajo enaki, se ne prilagajajo, četudi se evidentno izkazuje, da niso učinkoviti. Pravi smisel kontrolne metode je namreč ravno v tem, da aktivno, z izvajanjem različnih ukrepov, o katerih se učimo tekom upravljanja, poskusimo rešiti evidentirane probleme. Uporaba bioloških kazalnikov je lahko bistveni sestavni del kontrolne metode, je pa ne določa.

7.2 KAZALNIKI KONTROLNE METODE

7.2.1 Oblikovanje kazalnikov in njihov pomen

Optimalno upravljanje divjadi naj bi potekalo na podlagi znane velikosti populacij in drugih populacijskih parametrov ter procesov, npr. rodnosti, naravne smrtnosti, nosilne

zmogljivosti okolja, gostote, kjer so učinki divjadi ravno pravšnji – optimalni itn. A je že ugotavljanje velikosti populacije zaradi velike razsežnosti in nepreglednosti območij upravljanja zelo zahteven in zapleten postopek. Od znanih metod je dovolj natančna za uporabo pri upravljanju metoda odlova in ponovnega odlova (Tarman, 1992), ki pa ni stroškovno učinkovita. Ker pa pri upravljanju sama gostota populacije ni tako pomembna, kot odnos populacije do okolja oz. usklajenost populacij in njenega okolja, se lahko opiramo na kazalnike, med njimi tudi take, ki ta odnos (ne)posredno opisujejo (Putman in sod., 2011a). Ker želimo spremljati usklajenost gostot populacij in njihovega okolja, so za kazalnike uporabni pravzaprav vsi pojavi, ki se spreminjajo pod vplivom gostote populacij. S kazalniki moramo spremljati relativne gostote populacij, kvaliteto osebkov, kvaliteto habitata in usklajenost populacij z njihovim okoljem (Cederlund in sod., 1998; Morellet in sod., 2007, 2011).

S kazalniki spremljamo relativen odnos med gostoto populacije in nosilno zmogljivostjo okolja. Kazalniki nam kažejo, v kolikšni meri populacija izkorišča dano nosilno zmogljivost okolja. Nosilno zmogljivost okolja pogojujejo zunanji dejavniki, ki se v okolju spreminjajo (npr. temperatura, padavine, debelina snežne odeje, matična podlaga, naklon, ekspozicija, nadmorska višina, razvojne faze gozda, rodovitnost rastišča, obseg dopolnilnega krmljenja), in dejavniki, ki so dokaj stalni (npr. matična podlaga, naklon, ekspozicija, nadmorska višina). Rezultat teh dejavnikov je nenehno spreminjajoča se nosilna zmogljivost okolja (Pastor in sod., 1997), kateri se z večjim ali manjšim časovnim zamikom prilagajajo tudi gostote populacij (Tome, 2006). Ker torej zunanji dejavniki pogojujejo eno izmed dveh komponent, razmerje katerih merimo s kazalniki, le-ti ne morejo biti neodvisni od njih.

Idealen kazalnik bi bil tisti pojav v populaciji, ki bi bil v linearni monotoni povezavi, s čim večjim smernim koeficientom, z gostoto populacije in ne bi bil odvisen od neciljnih spremenljivk. Veljalo bi, da vsaki vrednosti kazalnika pripada ena vrednost gostote, brez zunanjih vplivov, v primeru spreminjanja gostote populacije pa bi kazalnik reagiral na enako spremembo gostote vedno enako in se pri upadanju gostote vrnil na prvotno vrednost, hkrati pa bi zaznal že relativno majhne spremembe gostote na celotnem razponu njene variabilnosti od naselitve populacije do zasičenosti okolja. Tem lastnostim se približa le točno spremljanje gostote same. Ravno zaradi stroškovno neučinkovitih metod, ki jih potrebujemo za njeno dovolj zanesljivo ugotavljanje (Simonič, 1982; Morellet in sod., 2007; Jerina in Pokorny, 2011), iščemo kazalnike, ki so stroškovno učinkovitejši, a kljub temu še dovolj zanesljivi za upravljanje populacij. Stroškovno učinkovitost kazalnikov lahko iščemo v enostavnosti metod, ki jih uporabljamo (npr. kilometrski indeks, indeks objedenosti), ali pa v tem, da izkoristimo druge procese, ki že potekajo pri izvajanju ukrepov v populacijah (npr. opažanja lovcev, telesne mase, mase rogovja, poravnave škod).

Kot potencialni kazalniki so uporabni vsi pojavi v populacijah in njihovem okolju, ki so odvisni od gostote populacije (Morellet in sod., 2007, 2011). Glede na razvojno fazo populacij od naselitve do zasičenosti okolja se vpliv gostote različno izraža. Razlike pa zaradi različne biologije in ekologije vrst nastajajo tudi med vrstami. Splošno velja, da je večje spremembe gostote lažje zaznati kot manjše. V intenzivno lovljenih relativno gosto naseljenih populacijah se tako lahko zgodi, da se populacijska gostota malo

spreminja, kar je s kazalniki težko zaznati. Je pa tudi ugotovitev, da kazalniki ne kažejo sprememb gostote, lahko pomembna.

V obdobju naselitve in eksponentne rasti populacije, ko nosilna zmogljivost okolja povečevanja gostote še ne omejuje, kazalniki, oblikovni na podlagi lastnosti populacije (npr. telesna masa, rogovje), praviloma še niso uporabni, saj intenzivna kompeticija med osebki še ni vzpostavljena. V tem območju razvoja populacije so uporabni predvsem kazalniki, ki neposredno spremljajo prisotnost osebkov v prostoru (npr. štetje sledi, kilometrski indeks, štetje kupčkov iztrebkov, štetje na transektih, vrstno specifični vplivi na okolje). V območju razvoja populacije, kjer nosilna zmogljivost okolja že vpliva na gostoto populacije in s tem na kvaliteto posameznih osebkov, so uporabni tudi kazalniki, oblikovani na podlagi lastnosti osebkov (npr. telesna masa, velikost skeleta, masa in velikost rogovja, tolščavost).

V obdobju visokih gostot populacije lahko načrtujemo upravljanje le na podlagi teh kazalnikov, vendar moramo biti pozorni, da v primeru upadanja gostot posameznih populacij uvedemo tudi kazalnike, ki neposredno spremljajo prisotnost osebkov, ker nam ti zagotavljajo spremljanje gostot populacij tudi v območju gostote, kjer nosilna zmogljivost okolja ne vpliva na individualne lastnosti. Pri nižjih gostotah populacij je namreč malo verjetno, da bodo kazalniki na podlagi kvalitete osebkov zelo občutljivi na spremembe gostote in bodo tako manj sposobni zaznati, če je populacija majhna ali je celo na robu izumrtja (Morellet in sod., 2011). Zaradi specifičnega razvoja osebkov posameznih vrst, razvoja populacij, obnašanja in specifičnega vpliva na okolje (Tarman, 1992; Tome, 2006) ter različnih interesov deležnikov je treba kazalnike izbrati in oblikovati tudi vrstno specifično.

Kazalniki niso vsi primerni za vse živalske vrste za vse namene. Telesna masa osebkov je kot kazalnik pri divjem prašiču zaradi večje spremenljivosti in odvisnosti od sprememb v okolju manj uporabna oz. sploh ni uporabna za kazalnik kot pri srnjadi, in pri tej manj kot pri jelenjadi (glej Jerina in sod., 2013; Stergar in sod., 2014). Nasprotno je obseg škod v kmetijstvu kot kazalnik manj uporaben pri srnjadi kot pri divjem prašiču. Slednji škode zelo redno povzročajo, medtem ko je obseg škod od srnjadi precej bolj odvisen od priložnosti (pojavljanj ustreznih kultur) kot od gostote srnjadi (Lovsko upravljavski načrt za XIII. ..., 2011). Zaradi specifičnih vplivov zunanjih dejavnikov, katerih vpliva ne moremo natančno poznati, je zaključke, izvedene na podlagi kazalnikov, za konkretno določanje ukrepov smiselno uporabljati predvsem v okolju, kjer so moteči vplivi drugih dejavnikov dobro poznani (Zannèse in sod., 2006b).

Oblikovanje kazalnikov, ki neposredno spremljajo prisotnost osebkov v okolju, je utemeljeno s sorodnostjo metodam za ocenjevanje gostot preučevanih populacij. Oblikovani indeks mora s svojo sistematičnostjo čim bolj zmanjšati zunanje vplive na njegove vrednosti. Dokazati moramo še zadostno odvisnost od gostote populacije. Oblikovanje kazalnikov na podlagi lastnosti populacij in kazalnikov usklajenosti populacij z njihovim okoljem je utemeljeno z energetske bilanco populacij in s tem posameznih osebkov. S tem pa moramo poleg možnih vplivov pri spremljanju kazalnika (napake pri meritvah, ovire pri opazovanju, neponovljivost) računati še z drugimi

okoljskimi vplivi (žive in nežive narave), ki vplivajo na energetske bilanco populacij in osebkov oz. na količino razpoložljive hrane v okolju.

Z naraščanjem gostote populacije nad točko kompenzacije se razpoložljiva količina energije na osebek zmanjšuje, kar vpliva na njegov individualen izgled in kakovost (npr. zmanjšuje se telesna masa), krvni parametri in drugi biokemijski znaki, ki kažejo na ustrezno prehranjenost osebkov, se poslabšajo (Milner in sod., 2003). Na individualen izgled/kakovost osebkov torej poleg zunanjih dejavnikov, ki določajo nosilno zmogljivost okolja, vpliva tudi znotrajvrstna kompeticija za razpoložljive vire (Tarman, 1992; Tome, 2006). Ker so posamezni osebki pri tej kompeticiji različno uspešni, so tudi odzivi na spreminjanje gostote populacije znotraj vrst spolno in starostno specifični. S povečevanjem znotrajvrstne kompeticije se povečuje tudi pritisk na okolje, saj populacije poizkušajo v čim večji meri izkoristiti dane prehranske možnosti, ki jih pri nizkih gostotah ni treba. Tako z energetsko bilanco razlagamo tudi odvisnost pritiska populacij na njihovo okolje v odvisnosti od gostote populacije. Tovrstni vplivi so vrstno specifični, žal pa je npr. pri objedenosti gozdnega mladja težko ločiti vpliv posameznih vrst.

Znak, ki ga nameravamo spremljati in oblikovati v kazalnik, pa mora izpolnjevati še nekatere druge pogoje. Poleg ustrezne odvisnosti od gostote, reverzibilnosti in sposobnosti zaznavanja sprememb gostote mora omogočati tudi enostavno, stroškovno učinkovito, točno, natančno in ponovljivo merjenje ter ugotavljanje zunanjih vplivov. Način spremljanja, kontrole in vrednotenja moramo opredeliti vnaprej.

Mejne vrednosti določimo na podlagi spremljanja kazalnika v daljšem časovnem obdobju v okolju, kjer ga bomo uporabljali glede na ugotovljene vrednosti in presojo usklajenosti populacij in njihovega okolja. Orientacijske mejne vrednosti lahko določimo tudi na podlagi raziskav iz drugih okolij, vendar ne nekritično. Mejne vrednosti so lahko določene absolutno (npr. 20 % objedenost bukovega mladja) ali pa relativno (npr. če indeks preseže vrednost indeksa iz leta 1993 za 50 %, se izvede ukrepe za zmanjšanje populacije (Uno in sod., 2006).

Protokol za spremljanje kazalnikov imenujemo monitoring. V tem okviru vnaprej določimo tehnične detajle, ki jih je pri izvedbi treba upoštevati, da zagotovimo ustrezno sistematičnost in ponovljivost spremljanja kazalnika. Zelo pomembno je, da je zbiranje podatkov objektivno, torej točno in ne zgolj natančno. Dele monitoringa, ki jih kasneje ni mogoče stroškovno učinkovito preveriti, morajo torej izvajati zaupanja vredne osebe oz. osebe, ki nimajo neposrednih interesov po materialnih koristih v zvezi s tem, bodisi pridobivanja materialnih dobrin (divjačina, divjad) ali pa izogibanja plačilu obveznosti (koncesijska dajatev, kazni). Del monitoringa mora biti izveden neodvisno od lovcev in lastnikov zemljišč.

Ker en kazalnik ne zadošča vsem navedenim kriterijem, moramo za uspešno upravljanje izvajati monitoring, ki sloni na več kazalnikih. Idealno bi bilo, da bi nabor kazalnikov predstavljal ključne informacije o strukturi, funkciji in sestavi ekološkega sistema. Tri pomanjkljivosti obremenjujejo uporabo ekoloških indikatorjev kot orodja za upravljanje naravnih virov: (1) programi monitoringov pogosto slonijo na majhnem številu

indikatorjev, ki niso zadostni za presojo celotne kompleksnosti ekoloških sistemov; (2) izbor ekoloških indikatorjev je pogosto izveden v upravljavskih programih, ki nimajo jasnih dolgoročnih ciljev (jasni dolgoročni cilji so pogoj za ustrezen izbor kazalnikov); (3) upravljavski in monitoring programi so pogosto pomanjkljivi z vidika znanstvene obravnave zaradi neuspeha pri uporabi določenih protokolov za identifikacijo ekoloških indikatorjev. Kazalniki morajo ujeti kompleksnost ekosistemov, a hkrati ostati dovolj enostavni za rutinsko spremljavo. Biti morajo torej enostavno merljivi, občutljivi na stres v sistemu, se odzivati na stres na predvidljiv način, biti predvidljivi, predvideti spremembe, ki jih z upravljanem lahko preprečimo, imeti možnost izpopolnjevanja, imeti poznan odziv na motnje, človeški stres in spremembe v času ter imeti nizko variabilnost odziva, npr. linearen odziv (Dale in Beyeler, 2001; Gaillard in sod., 2008a).

Kontrolna metoda mora slediti načelu uporabnosti. Zaradi tega njen obseg kazalnikov ne sme biti prevelik, indikatorji pa morajo biti enostavno in zanesljivo merljivi s čim višjo stopnjo zaznavnosti. Indikatorjev mora biti torej toliko, da dobimo uporabne informacije za upravljanje populacij. Ti naj pokrivajo gostoto populacije vzdolž celotnega gradienta pričakovanih gostot, stanje osebkov in stanje habitatov ter usklajenost divjadi z njenim okoljem (Morellet in sod., 2011).

Pomembno je, da so uporabljeni kazalniki natančno in točno spremljani ter ustrezno obravnavani (Simonič, 1982; Nichols in sod., 1995). Netočno spremljani indikatorji pomenijo napačno povratno informacijo za upravljanje s populacijami in tudi napačne odločitve oz. napačne, za populacijo lahko tudi škodljive, upravljalne ukrepe. Nenatančno in netočno spremljani kazalniki pomenijo tudi počasnejši proces spoznavanja upravljanega sistema in s tem okrnjeno uporabnost kontrolne metode. Z vidika določanja (novih) ukrepov v procesu načrtovanja upravljanja z divjadjo ima za populacijo manj škodljive posledice ukrep, ki ni izveden povsem v skladu z načrtom, o katerem imamo natančne in točne podatke, kot ukrep, ki je navidezno (prikazano s prirejenimi podatki) idealno izveden, dejansko stanje pa ni znano. Zaradi tega so vzvodi, ki spodbujajo manipulacijo s podatki, ki jih naknadno ni mogoče preveriti, odveč oz. škodljivi.

Ker želimo pri upravljanju s prostoživečimi živalmi dosegati tudi cilje, ki niso povezani z absolutnim številom živali in so izraženi predvsem z vplivom populacij na okolje, so primerni kazalniki predvsem tisti, ki čim bolj neposredno merijo, kako uspešni smo pri doseganju ciljev upravljanja. V Sloveniji imamo trenutno zelo strogo vodeno kontrolno metodo, kjer pa je ključni moment kontrole izvedba ukrepov, doseganje ciljev, ki je dejanski namen upravljanja populacij, pa ni podvrženo ustrezni kontroli. Ta način dela je v zadnjih 20-ih letih izkazal nekatere pomanjkljivosti (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Alternativni način bi bil, da se kontroli podvrže doseganje oz. nedoseganje ciljev upravljanja. Za tak način načrtovanja upravljanja s populacijami pa so nujni točno in natančno spremljani kazalniki v kontrolni metodi, ki so hkrati dovolj robustni, da so uporabni za ustrezno določanje ciljev upravljanja s posameznimi populacijami. Tveganji morebitnega prirejanja podatkov in napak pri meritvah morata biti obvladljivi.

7.2.2 Izbor kazalnikov

Izmed skupaj najdenih testiranih 649 znakov na 23-ih živalskih vrstah smo oblikovali 43 potencialnih kazalnikov, izmed katerih smo v nadaljevanju za nadaljnjo obravnavo izbrali 19, z vidika raziskanosti in konsistentnosti ter praktične uporabnosti, uporabnih kazalnikov. Detajlno smo obravnavali telesno maso, tolščavost, plodnost, velikost čeljustnice, velikost rogov, dolžino noge, obseg prsnega koša, štetje na transektih, kilometrski indeks, velikost tropa, gostoto sledov, število trkov z vozili, odstrel, delež napadenih živali s patogenimi organizmi, breme patogenih organizmov, objedenost (gozdnega mladja), razvitost indikatorskih vrst, gostoto indikatorskih vrst in škodo.

Predstavljeni izbrani kazalniki so primerni za nadaljnjo obravnavo in potencialno uporabo v praksi. Tudi kazalniki, ki po naših kriterijih niso bili izbrani za nadaljnjo obravnavo (masa organov, masa rogovja, indeks obledvične tolšče, prehranjenost, asimetrija rasti, razvoj skeleta, število parožkov, preživetje osebkov, prirastek populacije, čas poganja, velikost legla, struktura populacije, delež moških mladičev, delež moških v populaciji, disperzija osebkov, velikost okoliša, smrtnost osebkov, lovni napor, opažanja lovcev, pogostost indikatorskih vrst, diverziteta indikatorskih vrst, dominanca indikatorskih vrst, smrtnost indikatorskih vrst in delež poškodovanih dreves) so lahko v primeru zadostnih podatkov oz. dodatne utemeljitve z raziskavami oblikovani v uporabne kazalnike. Vsekakor pa so vsaj nekateri med njimi (npr. struktura populacije, spolno razmerje mladičev v populaciji, prirastek populacije, velikost legla) lahko zelo uporabni za takojšnje odločanje o načrtovanih ukrepih; četudi morda niso optimalni kazalniki gostot populacij (tj. ne odražajo ustrezne in lahko merljive odvisnosti od gostote populacije), lahko pa nudijo zelo uporabne informacije o tem, kaj se bo s populacijo dogajalo v bližnji prihodnosti. Izmed izbranih 19 kazalnikov v Sloveniji že uporabljamo 6 kazalnikov z namenom ugotavljanja sprememb populacijskih gostot vseh vrst parkljarjev.

Preglednica 1: Pregled lastnosti kazalnikov: (A) število preučevanih znakov, (B) delež konsistentnih ugotovitev, (C) spodnja meja 95 % intervala zaupanja v binomski porazdelitvi, (D) zgornja meja 95 % intervala v binomski porazdelitvi, (E) rang tehnične in strokovne zahtevnosti zbiranja podatkov, (F) rang stroškov zbiranja in priprave podatkov za kazalnik, (G) rang obvladovanja tveganj nastanka napak pri meritvah, (H) rang obstoja ustreznih pogojev za izvedbo kazalnika in (I) vsota rangov od E–H.

Table 1: An overview of indicators characteristics: (A) the number of signs studied, (B) the proportion of consistent findings, (C) lower limit of the 95 % confidence interval of binominal distribution, (D) upper limit of the 95 % confidence interval of binominal distribution, (E) rank of technical and scientific complexity of data collection, (F) rank of costs for data collection, (G) rank of risk for errors in data collection, (H) rank of appropriate conditions existence and (I) sum of ranks E–H.

Kazalnik	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Delež napadenih živali	18	0,72	0,52	0,93	3	1	3	2	9
Dolžina noge	19	0,68	0,48	0,89	1	1	3	2	7
Gostota indikatorskih vrst	12	0,75	0,51	1,00	3	3	3	2	11
Gostota sledov	13	0,77	0,54	1,00	3	3	2	2	10
Kilometrski indeks	6	1,00	1,00	1,00	2	3	2	2	9

Se nadaljuje

Nadaljevanje preglednice 1: Pregled lastnosti kazalnikov

Kazalnik	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Objedenost	15	0,73	0,51	0,96	3	3	3	1	10
Obseg prsnega koša	7	1,00	1,00	1,00	1	1	3	2	7
Odstrel	8	0,63	0,29	0,96	1	1	2	1	5
Plodnost	42	0,69	0,55	0,83	2	1	3	2	8
Prirastek populacije	37	0,89	0,79	0,99	2	1	2	2	7
Razvitost indikatorskih rast. vrst	7	0,86	0,60	1,12	3	3	3	2	11
Škoda	8	0,88	0,65	1,10	3	3	3	1	10
Štetje na transektih	7	1,00	1,00	1,00	2	3	2	2	9
Število naletov z vozili	19	0,89	0,76	1,03	1	1	2	1	5
Telesna masa	138	0,78	0,71	0,84	1	1	3	1	6
Tolščavost	13	0,77	0,42	1,12	2	1	3	3	9
Velikost čeljustnice	8	0,75	0,45	1,05	1	1	1	2	5
Velikost rogov	29	0,66	0,48	0,83	1	1	2	1	5
Velikost tropa	8	1,00	1,00	1,00	2	1	2	2	7
Asimetrija rasti	12	0,17	-0,04	0,38	2	2	2	2	8
Breme patogenih organizmov	15	0,73	0,51	0,96	4	4	2	4	14
Čas poleganja	3	0,67	0,13	1,20	2	3	3	2	10
Delež moških mladičev	7	0,43	0,06	0,80	1	1	2	2	6
Delež moških v populaciji	6	0,50	0,10	0,90	1	1	2	2	6
Delež poškodovanih dreves	3	0,33	-0,20	0,87	3	3	3	5	14
Disperzija osebkov	7	0,14	-0,12	0,40	5	5	2	4	16
Diverziteti indikatorskih rast. vrst	4	0,75	0,33	1,17	3	3	3	2	11
Dominanca indikatorskih rast. vrst	4	0,75	0,33	1,17	3	3	3	2	11
Indeks obledvične tolšče	7	0,71	0,38	1,05	2	1	3	2	8
Lovni napor	5	0,20	-0,15	0,55	2	1	3	2	8
Masa organov	8	0,63	0,29	0,96	1	1	3	2	7
Masa rogovja	4	0,50	0,01	0,99	1	1	2	1	5
Opažanja lovcev	8	0,63	0,29	0,96	2	1	2	2	7
Pogostost indikatorskih rast. vrst	5	1,00	1,00	1,00	3	3	3	2	11
Prehranjenost	16	0,56	0,32	0,81	4	4	2	4	14
Preživetje osebkov	70	0,51	0,40	0,63	5	5	2	4	16
Razvoj skeleta	2	1,00	1,00	1,00	2	2	3	5	12
Smrtnost indikatorskih rast. vrst	3	1,00	1,00	1,00	3	3	3	5	14
Smrtnost osebkov (naravna)	32	0,81	0,68	0,95	2	3	3	5	13
Število parožkov	7	0,57	0,20	0,94	2	3	2	2	9
Struktura populacije	2	1,00	1,00	1,00	1	1	2	2	6
Velikost legla	11	0,64	0,35	0,92	2	3	2	2	9
Velikost okoliša	4	0,50	0,01	0,99	5	5	1	4	15

Preglednica 2: Pregled priporočene in trenutne uporabe izbranih kazalnikov: (I) kazalniki gostote populacije, (II) kazalniki stanja kakovosti populacije, (III) kazalniki stanja okolja in (IV) kazalniki usklajenosti populacij in okolja. * - kazalniki, ki so že v uporabi v Sloveniji.

Table 2: An overview of actual use of chosen indicators: (I) population density indicators, (II) population quality indicators, (III) environment quality indicators and (IV) population – environment relation indicators. * - It is already in use in Slovenia.

		Delež napadenih živali *	Dolžina noge	Gostota indikatorskih vrst	Gostota sledov	Kilometrski indeks	Objedenost *	Obseg prsnega koša	Odstrel *	Plodnost	Pirastek populacije	Razvitost indikatorskih vrst	Škoda *	Štetje na transektih	Število trkov z vozili *	Telesna masa *	Tolščavost	Velikost čeljustnice	Velikost rogov	Velikost tropa	Skupaj kazalnikov	Uporabljenih v Sloveniji
Srnjad	I			✓	✓				✓		✓			✓						✓	6	1
	II	✓	✓					✓		✓						✓		✓	✓		7	2
	III			✓			✓					✓					✓				4	1
	IV			✓			✓								✓						3	2
Jelenjad	I			✓	✓				✓		✓			✓						✓	6	1
	II	✓	✓					✓		✓						✓		✓	✓		7	2
	III			✓			✓					✓					✓				4	1
	IV			✓			✓						✓		✓						4	3
Damjak	I			✓	✓				✓		✓			✓						✓	6	1
	II	✓	✓					✓		✓						✓		✓	✓		8	2
	III			✓			✓					✓					✓				4	1
	IV			✓			✓														2	1
Muflon	I			✓	✓				✓		✓			✓						✓	6	1
	II	✓	✓					✓		✓						✓		✓	✓		7	2
	III			✓			✓					✓					✓				4	1
	IV			✓			✓														2	1
Gams	I			✓	✓				✓		✓			✓						✓	6	1
	II	✓	✓					✓		✓						✓		✓	✓		7	2
	III			✓			✓					✓					✓				4	1
	IV			✓			✓														2	1
Divji prašič	I			✓					✓		✓			✓						✓	4	1
	II	✓						✓		✓						✓	✓				5	2
	III												✓								1	1
	IV												✓								1	1

Izbor kazalnikov v okviru monitoringa je smiselno oblikovati tako, da pri tem upoštevamo tudi lastnosti živalskih vrst in lastnosti kazalnikov. Kazalnike torej razporedimo po živalskih vrstah in njihovi uporabnosti.

7.2.3 Kazalniki, izbrani za nadaljnjo obravnavo

7.2.3.1 Delež napadenih živali (s patogenimi organizmi)

Kazalnik delež napadenih živali smo oblikovali na podlagi 18 najdenih preučevanih znakov, ki izkazujejo 72 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 52 %–90 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad, jelenjad in divji prašič), je konsistentnost 60 %, interval zaupanja pa od 40 %–80 %. Za tri od 13 konsistentnih ugotovitev je bil ugotovljen konkaven odziv, od tega dva za srnjad (eden pri razponu gostote od 12,9 do 33,0 osebkov/km²).

Pričakovane odvisnosti od gostote pojasnujemo z energetsko bilanco osebkov (glej poglavje o telesni masi). Večja gostota populacije pomeni manj hrane za posamezen osebek, s tem slabšo kondicijo in večjo dovzetnost za patogene organizme. To posredno dokazuje tudi dejstvo, da so srednje stari osebki (tisi v najboljši kondiciji) manj okuženi s patogenimi organizmi in jih tudi v primeru povečanja gostote patogeni organizmi manj prizadenejo (Body in sod., 2011). Mlajši osebki, pri katerih je odvisnost od gostote najbolj izražena, so v podrejenem položaju in konkurenčno šibkejši pri virih hrane, posledično pa zaradi zmanjšanja razpoložljive hrane na osebek bolj prizadeti.

Body in sod. (2011) ugotavljajo večjo odvisnost deleža napadenih živali pri srnjadi med mladiči in starejšimi živalmi in med samci. Opažen je tudi vpliv telesne mase osebkov, temperature in vlažnosti okolja. Posredno verjetno vplivajo vsi dejavniki, ki vplivajo na telesno maso osebkov, vključno z dopolnilnim krmljenjem (Vicente in sod., 2007).

Body in sod. (2011) iz obširne raziskave za uporabo kot kazalnik v kontrolni metodi predlagajo delež napadenih živali z glistami rodu *Trichuris* pri ženskih mladičih srnjadi. Pri starejših srnah kot problem izpostavljajo določanje starosti, pri srednje starih srnah in moških osebkih pa niso odkrili značilne odvisnosti deleža napadenih živali od gostote populacije. Preučevali so tudi pogostost glist prebavnega trakta iz družine *Strongylidae*, ki so izkazale odvisnost od gostote v vseh starostnih kategorijah srn, pri srnjakih pa ne. Kot kazalnik jih vseeno ne priporočajo, ker gre za več različnih vrst.

V Sloveniji v okviru spremljanja odvzema divjadi iz narave (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005) v okviru beleženja vzroka pogina deloma spremljamo tudi zdravstveno stanje divjadi. Živali, ki poginejo zaradi napada patogenih organizmov, so evidentirane kot živali, ki so poginile zaradi bolezni, ali pa kot živali, katerim vzroka pogina ni bilo mogoče določiti. Deležev, koliko teh živali je dejansko poginilo zaradi vpliva patogenih organizmov, ne poznamo. O okuženosti ustreljenih živali nimamo podatkov.

Znak delež ali število zaradi bolezni poginulih živali se uporablja kot kazalnik v načrtovanju upravljanja divjadi. Uporaba temelji na predpostavki, da se podatke zbira skozi vsa leta na enak način z enakimi napakami in da do razlik prihaja zaradi sprememb v okolju in v gostoti populacije. Za nadaljnjo uporabo v Sloveniji priporočamo, da se kazalnik oblikuje na novo, in sicer tako, da se za vsako vrsto parkljaste divjadi določi, kateri patogeni organizem oz. skupino organizmov naj se spremlja. Za vse evidentirane živali se spremlja le, ali so napadene ali ne (pogostost patogenega organizma), beleži pa se za vse evidentirane živali zgolj ali so napadene ali ne. Nabor spremljanih znakov je omejen z enostavnim prepoznavanjem, ki ga lahko opravijo lovci oz. usposobljeni pregledniki pri upravljavcih lovišč. Za srnjad bi beležili prisotnost ali odsotnost črevesnih zajedavcev pri mladičih, pri gamsu in kozorogu pa prisotnost ali odsotnost garij. Uporabo kazalnika za jelenjad ne priporočamo zaradi možnih močnih stranskih vplivov dopolnilnega krmljenja (Vicente in sod., 2007).

Kazalnik bi najenostavneje vpeljali kot dopolnitev obstoječih evidenc na način, da bi za vsak osebek divjadi, odvzet iz narave (v naprej določene vrste kategorije), beležili, ali je bil napaden z določenim patogenim organizmom ali ne, in to ne glede na vzrok smrti.

7.2.3.2 Gostota sledov

Kazalnik gostota sledov smo oblikovali na podlagi podobnega načina spremljanja različnih znakov, ki jih lahko razumemo kot sledove prisotnosti parkljaste divjadi v prostoru (indeksi, temelječi na opazanju iztrebkov, sledi, stečin ali fotografij), in sicer ne glede na starost in spol živali. Kazalnik je po načinu zbiranja podatkov lahko zelo podoben kilometrskemu indeksu, le da tu štejemo sledove in ne živali. Oblikovali smo ga na podlagi 13 najdenih preučevanih znakov.

Pričakovanje, da je gostota sledov povezana z gostoto populacije pojasnjujemo z večjim številom osebkov, ki ob enaki aktivnosti v okolju pustijo več sledov. Zaradi večje gostote osebkov na enoto površine velja večja verjetnost, da se žival v časovni enoti tam pojavi in pusti sled (odtis parkljev, stečina, se pojavi na fotografiji).

Preučevani znaki izkazujejo 77 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 54 %–100 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad, jelenjad, damjak in divji prašič), je konsistentnost 70 %, interval zaupanja pa od 40 %–100 %. Za eno od 10 konsistentnih ugotovitev je bil ugotovljen konkaven odziv, in sicer za znak na frekvenci iztrebkov temelječ indeks gostote divjih prašičev (razpon gostote populacije 10,6–29,6 živali/km² (Acevedo in sod., 2007). Pri ostalih konsistentnih ugotovitvah je bil odziv linearen (gostota jelenjadi od 12,8–194,4 živali/km² (Forsyth in sod., 2007), 0,04–66,77 živali/km² (Acevedo in sod., 2008), gostota srnjadi 0–20 živali/km² in damjaka 0–25 živali/km² (Mayle in sod., 2000).

Štetje sledov zahteva štetje sledi znane starosti in oceno dolžine dnevnih premikov živali (Stephens in sod., 2006), iz česar lahko sklepamo, da je za zbiranje podatkov za kazalnik štetje sledov pomembno, da ovrednotimo tudi druge dejavnike, ki vplivajo na staranje sledov (sledi in iztrebkov) ter gibanje živali. To so predvsem vremenski vplivi

in ponudba hrane v krajini. Pri beleženju sledi je vremenski vpliv močno izražen že pri samem nastanku. V primeru suhega vremena se le-te lahko sploh ne pojavijo, ker ni ustrezne podlage (Mandujano, 2005).

Sistematično zbiranje fotografij z avtomatskimi kamerami je odvisno tudi od gibanja živali. Odvisnost števila fotografij od gostote populacije so ugotovili tudi pri nekaterih drugih vrstah, npr. *Cephalophus harveyi* (Rovero in Marshall, 2009) in *Puma concolor* (Rich in sod., 2014). Rovero in Marshall (2009) menita, da ima preučevani monitoring na podlagi posnetkov s kamero velik potencial, a ga je treba še bolj raziskati. Liu in sod. (2013) na drugi strani neposredno predlagajo uporabo kamer oz. posnetkov za oblikovanje kazalnikov za spremljavo gostot populacij. Oblikovali so več relativnih indeksov gostote, med drugimi vrstami tudi za divje prašiče. Indekse so oblikovali na podlagi števila posnetkov v časovni enoti. V Sloveniji se kot zadržek glede uporabe kamer kaže mnenje Urada informacijskega pooblaščenca v navezavi z Zakonom o varstvu osebnih podatkov (Bele in Žerjav, 2014).

V nekaterih raziskavah so šli še korak naprej in so razvili metode za ocenjevanje gostote populacije na podlagi števila fotografij (Perry in sod., 2010; Dougherty in Bowman, 2012). Keuling in sod. (2014) so s pomočjo tako razvitih metod ocenjevali gostoto divjih prašičev na Spodnjem Saškem v Nemčiji. Metodo so ocenili kot dokaj stroškovno učinkovito. Kljub temu menijo, da je za njeno natančnost treba vložiti precej truda. Časovno zamudno je predvsem analiziranje posnetkov, medtem ko je analiza podatkov hitro izvedena. Kot večjo prednost izpostavljajo možnost spremljanja tudi drugih vrst živali z malo dodatnega truda. Uporaba števila fotografij za indeks populacije je bistveno enostavnejša kot ocenjevanje gostote populacije na podlagi števila fotografij in s tega vidika za splošno uporabo v praksi bolj primerna.

Kazalnik je uporaben za spremljanje gostot populacij in je primeren tudi za oblikovanje ciljev upravljanja s populacijami za zagotavljanje ohranjanja vrst. V primeru prenaseljenih vrst, kot je divji prašič v nekaterih predelih v Sloveniji, je spremljani znak lahko nastanek škode od te divjadi, indeks oz. kazalnik pa število škodnih dogodkov (v nadaljevanju obravnavamo kot poseben kazalnik). V Sloveniji obravnavnih znakov sistematično ne spremljamo. Kazalnika gostota sledov (število spremljanih znakov na enoto površine (npr. km²)) ne uporabljamo pri načrtovanju upravljanja s parkljasto divjadjo.

Izvedba kazalnika bi morala biti sistematična in periodična. Zaradi spremenljivih vremenskih pogojev obstaja tveganje, da sledi divjadi ne bi mogli spremljati na ustrezen način. Za jelenjadi in divje prašiče bi lahko uporabili štetje stečin na gozdnem robu (Mayle in sod., 2000), za vse vrste parkljarjev pa indekse na podlagi štetja iztrebkov (Forsyth in sod., 2007; Acevedo in sod., 2007, 2008) in fotografij.

7.2.3.3 Gostota indikatorskih vrst rastlin

Kazalnik gostota indikatorskih vrst smo oblikovali na podlagi 12 testiranih znakov (gostota določenih rastlinskih vrst na preučevanih ploskvah, ki jih v tem primeru imenujemo indikatorske, ker jih uporabljamo za indikatorje). Kazalnik izkazuje 75 %

konsistentno praviloma negativno povezavo z gostote parkljarjev, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 51 %–100 %. Povezava je lahko tudi pozitivna, če za indikatorsko vrsto izberemo na objedanje odporno rastlinsko vrsto (Randall in Walters, 2011).

Le dve ugotovitvi sta bili izvedeni deloma tudi na živalskih vrstah, živečih v Sloveniji (na srnjadi, jelenjadi in damjaku pri skupni gostoti jelenov (srnjad, jelenjad, damjak, muntjak in sika) od 0–60 živali/km²).

Gostota indikatorskih vrst rastlin se v povezavi z gostoto populacije spreminja v primeru večje gostote populacije tudi zaradi večjega pritiska z objedanjem (pašo) na rastlinje. Če za indikatorsko vrsto izberemo rastlino, ki jo divjad rada objeda, se njena gostota z naraščanjem gostote parkljarjev zmanjšuje in lahko tudi popolnoma izgine. Če za indikatorsko vrsto izberemo v prehrani nepriljubljeno vrsto, lahko ta na račun izginjanja v prehrani priljubljenih vrst celo poveča svojo gostoto.

Gostoto indikatorskih vrst se ugotavlja na popisnih ploskvah, kjer se spremlja vpliv rastlinojede divjadi na gozdno mladje (popis objedenosti gozdnega mladja), pri čemer je največja pomanjkljivost, da je vplive posameznih vrst divjadi težko ločiti med seboj (Jerina in sod., 2008; Gill in Morgan, 2010). Gill in Morgan (2010) tudi ugotavljata, da ima na gostoto indikatorskih vrst velik vpliv raba tal v preučevanem okolju, delež večjih jelenov v okolju, rastišče in zastor odraslih dreves.

Kazalnik gostota indikatorskih vrst je predvsem primeren za spremljavo stanja okolja divjadi, npr. za spremljanje uspešnosti naravnega pomlajevanja. Pomanjkljivost kazalnika je v tem, da ne zazna izginjanja drevesnih vrst, če so te izginile že pred izvedbo prvih popisov na vzorčnih ploskvah. Problematične so predvsem v prehrani priljubljene vrste (npr. jelka), ki so močno objedene že pri nizkih gostotah parkljaste divjadi (Jerina in sod., 2008).

V Sloveniji lahko podatke za oblikovanje tega kazalnika pridobimo iz obstoječega popisa objedenosti gozdnega mladja. Kazalnik že uporabljamo kot kazalnik stanja gozdov, predvsem z namenom presoje, ali je naravno pomlajevanje še mogoče ali ne (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011), kar je za ta kazalnik tudi primerna uporaba. Oblikovanje tega kazalnika, vsaj dokler se izvaja popis objedenosti gozdnega mladja, tako ne pomeni dodatnega terenskega dela.

7.2.3.4 Kilometrski indeks in štetje na transektih

Kazalnik kilometrski indeks smo oblikovali na podlagi raziskav 6 znakov (število opaženih živali na kilometer transekt), ki izkazujejo 100 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije. Vsi testi so bili opravljeni na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji. Kazalnik štetje na transektih smo oblikovali na podlagi raziskav 7 znakov (štetje živali z beleženjem razdalje, ocena gostote populacije na pasovnih transektih, štetje z lučjo na transektih, število osebkov opaženih na transektu, število skupin živali na transektu), ki izkazujejo 100 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije. Pet od teh testov je bilo opravljenih na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji.

Pričakovanje, da bo število opaženih živali na enoto opazovanja (dan, kilometer) večje pri večjih gostotah divjadi, temelji na večji verjetnosti, da bomo naključno opazili osebek, če jih je v naravi več. Opazovanja oz. štetja morajo biti izvedena v časovnih razmikih, za katere upravičeno pričakujemo, da se je gostoto v vmesnem času spremenila (npr. sezona, leto). Zaradi primerljivosti morajo biti opazovanja standardizirana.

Kazalnika kilometrski indeks in štetje na transektih obravnavamo skupaj, ker gre za dva zelo podobna kazalnika. Kilometrski indeks je izpeljan iz štetja na transektih, ki se je v osnovi razvilo kot metoda ugotavljanja absolutnih gostot populacij, kasneje pa tudi kot indeks. Kazalnik kilometrski indeks je bil že ob svojem nastanku oblikovan z namenom, da se ga uporabi kot indeks gostote, ki bo pomenil enostavno, cenejšo in za potrebe upravljanja s populacijami divjadi dovolj dobro alternativo ugotavljanju absolutne gostote populacij (Vincent in sod., 1991).

Kazalnike štetje na transektih lahko zelo enostavno pretvorimo v kilometrski indeks, zato ta kazalnik v razpravi vključujemo v kilometrski indeks, ki je po ideji izvedbe in uporabe bliže kazalnikom kot štetje na transektih, ki je bilo v osnovi oblikovano za ugotavljanje absolutne gostote populacij. Kilometrski indeks je zaradi svoje enostavnosti in relativne zanesljivosti lahko alternativa za ugotavljanje trendov populacij tistih vrst divjadi, ki jih ne lovimo oz. je odstrel zelo majhen, tako da iz teh virov ne moremo pridobivati podatkov, ter povsod tam, kjer obravnavamo populacije z majhnimi gostotami (Focardi in sod., 2005).

V štirih različnih raziskavah so v vsaki drugače testirali kilometrski indeks in prišli do podobnih rezultatov. Acevedo in sod. (2008) so primerjavo izvedli med posestvi z različnimi gostotami divjadi, Garel in sod. (2010b) in Vincent in sod. (1991) so odvisnost kilometrskega indeksa od gostote ugotavljali za daljše časovno obdobje (16 oz. 10 let), Vincent in sod. (1996) pa za krajše časovno obdobje treh let z vmesno redukcijo gostote populacije, tako da so testirali, če bo kilometrski indeks to redukcijo zaznal.

Slabosti kazalnika, ki so vezane predvsem na spreminjaje verjetnosti, da posamezno žival ali skupino živali opazimo (spreminjanje vegetacije, gozdni obrod in vreme), lahko ublažimo z ustreznim načrtovanjem izvedbe ter spremljanjem spreminjanja vegetacije in obilnosti gozdnega obroda.

V raziskavi na norveškem otoku Storfosna kljub velikemu porastu številčnosti srnjadi (od 10 do 34,5 živali na 100 ha) niso bili ugotovljeni bistveni znaki povečanja gostote na podlagi telesne mase in plodnosti. Zaradi tega za ustreznije zaznavanje gibanj v populacijah priporočajo vzporedno izvajane direktnih monitoringov gostote populacije (Andersen in Linnell, 2000).

V raziskavi o različnih metodah, ki se jih uporablja v Evropi za ugotavljanje številčnosti divjadi, so obravnavali devet metod na podlagi neposrednega štetja živali in devet na podlagi štetja posrednih znakov prisotnosti živali (Morellet in sod., 2011). Izmed obravnavanih metod le metode lova in ponovnega odlova (CMR) ter intervalna

vzorčenja dajo zadovoljive rezultate (Schwarz in Seber, 1999). Tudi ti dve tehniki imata vrsto omejitev pri praktični uporabi v lokalnem ali regionalnem upravljanju z divjadjo, saj sta dragi in časovno zamudni (CMR), ali pa se zanašata na zahtevno obdelavo podatkov in dvodimenzionalne ekosisteme. Kljub nekaterim možnostim uporabe neposrednega štetja živali na odprtih terenih v generalnem priporočajo upravljavcem divjadi, da opustijo ocenjevanje absolutne številčnosti in svoj napor usmerijo v ugotavljanje zanesljivih relativnih kazalnikov (Morellet in sod., 2011).

Lahko se uporablja indekse populacije (Anderson, 2001, 2003; Engeman, 2003) ali pa se neposredna štetja uporabi kot relativne kazalnike trendov v populacijah. Pri prvih je zelo pomembno, da upravljavci uporabljajo ovrednotene indikatorje na ustaljen standardiziran način s posebno pozornostjo na ponovljivosti protokola in napake opazovanja (Morellet in sod., 2011). Med drugim bi lahko bil indeks razvoja populacije oblikovan tudi na podlagi štetja živali iz avtomobila (Tzilkowski in Storm, 1993).

Uno in sod. (2006) so pri preučevanju uporabnosti števila opaženih osebkov na enoto napora, število uplenjenih osebkov na enoto napora, štetja z lučjo in štetja iz helikopterja kot relativnih indeksov populacije najmanjšo napako ocenili pri indeksu opaženih živali na enoto napora, nekoliko večjo pri indeksu štetja z lučjo, večja kot pri teh dveh pa je bil pri številu uplenjenih živali na enoto napora in pri štetju iz helikopterja. Kot uporaben indeks so izmed njih ocenili le štetje z lučjo. Tega pa, kot smo že omenili, zlahka pretvorimo v kilometrski indeks.

Kazalnik kilometrski indeks je primeren za spremljanje gostot populacij. V Sloveniji podatkov za ta kazalnik v tej obliki ne zbiramo in ga tudi ne uporabljamo v načrtovanju upravljanja z divjadjo. V lovišču s posebnim namenom Triglav, ki ga upravlja Triglavski narodni park, izvajajo več štetij parkljaste divjadi na podlagi opazovanja, štetje gamsa pa izvajajo letno tudi v sodelovanju z nekaterimi sosednjimi upravljavci lovišč. Podatke štetja posredno uporabijo pri načrtovanju upravljanja z divjadjo v Triglavskem lovskoupravljaljskem območju (Lovsko upravljavski načrt za XI. ..., 2011).

7.2.3.5 Objedenost

Kazalnik objedenost smo oblikovali na podlagi 15 preučevanih znakov (indeks objedenosti hrastov, robid, borovnice, breze, jerebike, javorja, objedenost gozdnega mladja, objedenost terminalnih poganjkov), ki izkazujejo 73 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 51 %–100 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad, jelenjad, damjak in divji prašič), je konsistentnost 67 %, interval zaupanja pa od 40 %–90 %.

Pričakovanje, da bo objedenost gozdnega mladja odvisna od gostote populacij parkljarjev, temelji na predvidevanju, da v primeru, ko je gostota divjadi v nekem okolju večja, le-ta bolj temeljito izrablja razpoložljive prehranske vire in zaradi tega tudi močneje objeda gozdno mladje. Raziskave kažejo, da ta princip v osnovi drži, vendar je veliko odvisno od prehranske priljubljenosti posameznih vrst mladja. V prehrani

priljubljene vrste so objedene že pri nizkih gostotah, v prehrani manj priljubljene vrste pa divjad obje šele pri relativno visokih gostotah. Pri oblikovanju kazalnika je tako ključen izbor ustrezne drevesne vrste, ki mora slediti tudi namenu kazalnika (Jerina in sod., 2008, 2011, 2013).

Ugotovljena povezava med objedenostjo in gostoto populacije je v vseh, razen enem primeru, linearna. V enem primeru so ugotovili sigmoidno povezavo, in sicer za sika jelena na Japonskem, kjer so za referenčno mero gostote uporabili SPUE indeks, tj. opaženo število živali na lovca na dan (Akashi in sod., 2011).

Objedenost gozdnega mladja je že dolgo predmet preučevanja v odvisnosti od gostote parkljarjev. Že leta 1944 je ameriški biolog Aldous (1944) objavil članek, v katerem je predstavil prvo znano metodo ugotavljanja relativne gostote parkljarjev na podlagi vpliva le-teh na gozdno mladje. Simonič (1982) poroča o pozitivnih učinkih povečanega odstrela in izvedbe biotehničnih del na objedenost gozdnega mladja. V kasnejših raziskavah je bilo tudi v Sloveniji ugotovljeno, da na objedenost gozdnega mladja močno vplivajo tudi drugi dejavniki, npr. vremenske danosti, predvsem višina snežne odeje, in dejavniki okolja (splošna prehranska nosilna kapaciteta okolja, gostota mladja, bližina in obseg krmljenja, letna količina padavin, temperatura) (Debeljak in sod., 1999; Jerina in sod., 2008).

Izkazalo se je tudi, da je objedenost močno odvisna od priljubljenosti preučevane rastlinske vrste v prehrani parkljarjev. Visoko priljubljene vrste so močno objedene že pri nizkih gostotah parkljarjev (primer jerebika, plemeniti listavci). Objedenost malo všečnih vrst (npr. smreke) se za razliko pojavi šele pri zelo visokih gostotah parkljarjev. Če test korelacije objedenosti z gostoto populacije izvedemo v gradientu gostote, kjer se objedenost malo spreminja, soodvisnosti verjetno ne bomo ugotovili. Dodatno težavo lahko povzroči objedanje neciljnih vrst divjadi, npr. poljskega zajca (Acevedo in sod., 2008; Jerina in sod., 2008; Kamler in sod., 2010).

Glede na različno odzivnost posameznih rastlinskih vrst je vsekakor smotrno oblikovati kazalnik le na eni vrsti, npr. bukvi, ki izkazuje odziv na gostoto parkljarjev, ki je najbližje monotonemu odzivu linearne oblike (Jerina in sod., 2008). Zgolj uporaba kazalnika objedenosti zaradi težkega ločevanja vplivov posameznih vrst parkljarjev (in drugih vrst prostoživečih živali) ni priporočljiva. Vsekakor je na eni strani treba uravnotežiti vse prostoživeče parkljarje skupaj (merilo je lahko biomasa, kar je primerno tudi zaradi večjega vpliva večjih vrst jelenov na objedenost (Gill in Morgan, 2010), na drugi strani pa rastlinsko komponento.

Na takšni osnovi lahko tudi določimo objedenost izbrane indikatorske vrste za želeno območje gostote parkljarjev. Kazalnik objedenost moramo očistiti zunanjih vplivov, kar lahko statistično storimo le, če imamo ustrezne nize podatkov. S tega stališča bi morali popis objedenosti gozdnega mladja izvajati vsako leto, zraven pa beležiti še potrebne podatke za vrednotenje vpliva neciljnih spremenljivk (npr. količino krme za krmljenje divjadi, maso gozdnega obroda, debelino snežne odeje, količino padavin, povprečne temperature zraka).

Mysterud in sod. (2010) na podlagi raziskave o frekvenci objedanja jerebice, borovnice in breze od jelenjadi kot kazalnik predlagajo objedenost borovnice. Za vse tri vrste so ugotovili pozitivno povezavo z ugotovljeno gostoto populacije jelenjadi na podlagi štetja iztrebkov, medtem ko je bila le objedenost borovnice pozitivno povezana z gostoto odstrela jelenjadi znotraj lokalne upravljske enote. Borovnico tako predlagajo, tudi zaradi njene splošne razširjenosti v preučevanem območju in srednje priljubljenosti v prehrani, za najprimernejšo indikatorsko vrsto.

V Sloveniji borovnice ne moremo uporabiti, ker je na visokem krasu, kjer so največje gostote parkljarjev, redka. Namesto borovnice lahko po analogiji uporabimo bukev, ker je splošno razširjena in srednje priljubljena v prehrani divjadi (Jerina in sod., 2008). V Sloveniji poteka popis objedenosti gozdnega mladja, ki ni reden (po našem mnenju bi ga morali izvajati vsako leto), sicer pa zagotavlja osnovne podatke za oblikovanje kazalnika objedenost. Kazalnika v načrtovanju upravljanja divjadi ne uporabljamo.

7.2.3.6 Odstrel

Kazalnik odstrel (tudi odvzem) smo oblikovali na podlagi raziskav 8 znakov (odstrel korigiran za lovni napor, število uplenjenih živali, število živali, uplenjenih na lovca na dan), ki izkazujejo 63 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 29 %–100 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad, jelenjad, damjak in divji prašič), je konsistentnost 80 %, interval zaupanja pa od 40 %–120 %. Vse ugotovljene povezave z gostoto populacije so bile linearne oblike.

Pričakovanje, da je število uplenjenih živali v časovni enoti (npr. letu) odvisno od gostote divjadi, je utemeljeno z večjo verjetnostjo, da bomo našli ustrezno žival za odstrel, če je teh živali v naravi več. V primeru strogega načrtovanja odvzema in/ali odstrela brez dopustnih odstopanj število uplenjenih živali ne more slediti gostoti populacije oz. ji sledi skladno z določili načrta.

Nekateri avtorji sicer zagovarjajo, da mora biti odstrel korigiran za lovni napor, da je dober kazalnik (Imperio in sod., 2010), drugi pa obratno ugotavljajo slabšo odvisnost od gostote za tako korigiran odstrel (Mysterud in sod., 2007). V raziskavi o kunah so npr. ugotovili, da statistika odvzema lahko predstavlja merilo rasti populacije (v tej raziskavi obravnavan odstrel ni bil načrtovan), dokler lovci beležijo tudi lovni napor, npr. število nastavljenih pasti (McDonald in Harris, 1999). Na drugi strani pa so v 26 raziskavah, za 77 znakov odstrel ali na podlagi odstrela ocenjeno gostoto uporabili za referenčno mero gostote pri testiranju odvisnosti teh znakov od gostote populacij (Azorit in sod., 2003; Mysterud, 2004; Seiler, 2004, 2005; Zannèse in sod., 2006b; Farrell in Tappe, 2007; Gonter in sod., 2007; Herrero in sod., 2008; Jerina in sod., 2008; Schley in sod., 2008; Mysterud in sod., 2010, 2011; Bleier in sod., 2012; Hothorn in sod., 2012; Pannwitz in sod., 2012).

Kazalnik je v primerih, kjer odvzem ali odstrel nista strogo načrtovana, primeren za spremljanje gostot populacij. Kakšen vpliv ima načrtovanje odvzema na korelacijo odvzema z gostoto ni raziskano. Za realizacijo načrta so v Slovenji dopustna

odstopanja, ki dajejo upravljavcem lovišč možnost, da deloma prilagajajo odvzem trenutnim razmeram. To pa ne dopušča zaključka, da odvzem (ali odstrel) nista v korelaciji z gostoto populacije. Če je pomembna informacija višina realizacije načrta v procentih (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011), je pomembna tudi absolutna višina odvzema. Ob upoštevanju realizacije načrta v analizi stanja načrt odvzema v prihodnjih letih sledi dinamiki populacije.

Teoretično lahko postavimo skrajni točki. (1) Če je odstrel povsem sproščen, verjetno zelo dobro tekoče letno sledi dinamiki populacije (izvedba se prilagaja trenutnim razmeram, kar pa pomeni tudi, da lahko npr. zaradi visokega obroda pride do odklonov, ker se obnašanje živali spremeni). (2) Če je odstrel strogo načrtovan (brez dopustnih odstopanj za prilagajanje trenutnim razmeram) in določanje odvzema ne sledi dinamiki populacije, se v nekaj letih zgodi prenaseljenost ali zlom populacije. Če do tega ne pride, lahko sklepamo, da je odstrel sledil razvoju populacije oz. da ne določa njene dinamike (lahko pa vpliva). Zaključek napravimo z nekajletnim (2–3 leta) zamikom. Zaključimo lahko, da je odstrel v razmerah v Sloveniji ustrezen pokazatelj gostot pri tistih vrstah, pri katerih odstrel ni strogo načrtovan (so dopustna odstopanja) in je prirastek populacije z odstrelom v dobršni meri izkoriščen.

Podatke za oblikovanje tega kazalnika v Sloveniji zbiramo, kazalnik pa tudi uporabljamo pri načrtovanju upravljanja parkljarjev. Pri tem se posveča več pozornosti višini odvzema v primerjavi z načrtom (realizacija načrta) in strukturi odvzema kot skupnemu odvzemu kot kazalniku gostote populacije (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Pomanjkljivost oblikovanja kazalnika na podlagi odstrela oz. odvzema v Sloveniji je tudi neraziskanost drugih vplivov na tak kazalnik, med njimi vplivov bolj ali manj strogega načrtovanja. V razmerah v Sloveniji je primeren za uporabo pri divjem prašiču, potencialno tudi jelenjadi in muflonu, vendar zaradi izpostavljenih pomanjkljivosti kazalnik ni primeren za samostojno uporabo.

7.2.3.7 Plodnost

Kazalnik plodnost smo oblikovali na podlagi 42 preučevanih znakov (delež brejih samic, delež samic, ki polegajo, delež oplojenih ali neoplojenih samic, stopnja ovulacije in število zarodkov), ki izkazujejo 69 % konsistentno negativno (da je plodnost negativno povezana z gostoto populacije) povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 55 %–80 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru jelenjad in divji prašič), je konsistentnost 60 %, interval zaupanja pa od 40 %–80 %.

Pričakovanje, da je plodnost samic odvisna od gostote populacije, temelji na ugotovitvah, da je pri doseganju spolne zrelosti samic zelo pomembna njihova telesna masa (dodatna razlaga pri kazalniku telesna masa). Višja gostota populacije (gledano relativno na prehranske vire) pomeni počasnejšo rast osebkov in kasnejše spolno dozorevanje. Pričakovanje pa izhaja tudi iz teorije vplivov notranjih mehanizmov populacije na njen razvoj. S povečevanjem populacije in zmanjševanjem neto razpoložljive hrane na osebek se zmanjšuje tudi število mladičev na samico. Skupaj s

povečano smrtnostjo sta to glavna mehanizma, ki preprečita rast populacije preko ekološke nosilne zmogljivosti okolja (Tarman, 1992; Tome, 2006).

Z izjemo plodnosti telet pri saigi (Coulson in sod., 2000) in stopnje ovulacije samic divjih prašičev (Herrero in sod., 2008) značilna negativna povezava ni bila ugotovljena le pri odraslih samicah. Pri slednji raziskavi so primerjali dve populaciji – eno z visoko gostoto, omejenimi viri hrane in brez lova ter drugo z nizko gostoto, praktično neomejenimi viri hrane in intenzivnim lovom. Vpliva drugih dejavnikov niso vrednotili. Coulson in sod. (2000) poročajo o plodnosti pri treh vrstah; saigi, jelenjadi in savojski ovci. Za vse tri vrste je značilno, da plodnost močneje variira pri samicah, ki prvič polegajo kot pa pri starejših. Saiga živi v izredno surovem okolju (Betpak-dala, Kazahstan), kjer velikokrat prihaja do masovnih poginov zaradi ostre zime. To je lahko vzrok, da vpliv gostote populacije ne pride do izraza (Coulson in sod., 2000). Jerina in sod. (2013) poročajo o ugotovljeni odvisnosti oplojenosti samic pri divjem prašiču in jelenjadi od ocenjene gostote obeh vrst. Ugotavljajo tudi, da oplojenost močneje variira pri prvorodnih samicah. Na prirastek populacije tako močno vpliva delež npr. brejih ozimk pri divjem prašiču.

Tudi Simonič (1982) poroča o večji variabilnosti plodnosti junic v primerjavi s košutami. Večja variabilnost je povezana s kasnejšo spolno zrelostjo (Albon in sod., 1983b; Clutton- Brock in sod., 1985a; Houston in Stevens, 1988; Choquenot, 1991; Forchhammer in sod., 2001) zaradi naraščajoče gostote. Simonič (1982) plodnost junic pri jelenjadi priporoča kot kazalnik v kontrolni metodi. Poleg tega bi lahko kot kazalnik uporabili tudi plodnost ozimk (Herrero in sod., 2008) pri divjem prašiču, vendar je tu potrebno izvesti še raziskave, ki bodo hkrati ugotavljale odvisnost plodnosti tudi od drugih dejavnikov, ne le od gostote populacije. Jerina in sod. (2013) so pri divjem prašiču hkrati z odvisnostjo od ocenjene gostote populacije ugotovili tudi odvisnost od meseca vzorčenja in telesne mase samic, pri jelenjadi pa od starosti košut, telesne mase in dneva po prvem oktobru (teoretični dan oploditve).

Plodnost tako v populacijah najmočneje variira zaradi plodnosti juvenilnih samic, ki spolno šele dozorevajo. Njihova spolna zrelost je odvisna od starosti in močno tudi od telesne mase (Albon in sod., 1983b; Bonenfant in sod., 2002; Herrero in sod., 2008, Jerina in sod., 2013). Tako lahko več razpoložljive hrane pri divjem prašiču povzroči zgodnejšo brejost in tudi večje število mladičev v leglu (Geisser in Reyer, 2005). Pri jelenjadi se poveča delež plodnih enoletnih in dvoletnih košut oz. se zniža povprečna starost pri prvi brejosti in s tem poveča število brejih košut in tudi poveča prirastek.

V Sloveniji znakov za oblikovanje kazalnika plodnosti ne spremljamo v okviru rednega upravljanja (v zadnjih letih je bila sicer plodnost samic z namenom preizkusa možnosti uporabe v kontrolni metodi spremljana pri samicah divjih prašičev in jelenjadi (Jelenko in sod., 2013; Stergar in sod., 2014), sistematično pa so raziskovalci začeli proučevati tudi plodnost srn (Flajšman in sod., 2013, 2014), in tudi kazalnika plodnost ne uporabljamo pri načrtovanju upravljanja parkljarjev. Zbiranje podatkov je relativno zahtevno, a vendarle izvedljivo, na kar kažejo najnovejše domače raziskave (Jelenko in sod., 2013; Flajšman in sod., 2014), obsežnejši monitoring pa ne bi bil izvedljiv brez upravljavcev lovišč. Kazalnik plodnost je uporaben predvsem za spremljanje sprememb

gostot populacij in napovedovanje prirastkov. Ugotavljanje stanja kakovosti populacije je mogoče izvesti enostavneje z drugimi kazalniki (telesna masa, dolžina čeljusti). Jerina in sod. (2013) kazalnik plodnost, izveden na znaku oplojenost ozimk, priporočajo za napovedovanje prirastka populacije divjih prašičev.

7.2.3.8 Prirastek populacije

Kazalnik prirastek populacije smo oblikovali na podlagi 37 preučevanih znakov (delež mladičev v primerjavi s samicami starejšimi od enega leta, delež mlečnih dvoletnih samic, število mladičev na samico ali 100 samic, stopnja laktacije odraslih samic, število lanščakov na 100 samic in uspeh reprodukcije samic), ki izkazuje 89 % konsistentno negativno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 79 %–100 %. Za teste na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad in jelenjad), je konsistentnost 94 %, interval zaupanja pa od 80 %–110 %.

Pričakovanje, da je prirastek populacije odvisen od gostote, izhaja iz teorije vplivov notranjih mehanizmov populacije na njen razvoj. S povečevanjem populacije in zmanjševanjem neto razpoložljive hrane na osebek se zmanjšuje tudi število mladičev na samico in število samic, ki polegajo mladiče. Na ta način zmanjšan prirastek populacije in povečana smrtnost sta glavna mehanizma, ki preprečita rast populacije preko ekološke nosilne zmogljivosti okolja (Tarman, 1992; Tome, 2006).

Prirastek populacije je dobro raziskan in je na gradientu gostote od nič do nosilne zmogljivosti oz. kapacitete okolja (k) izrazito konkavne oblike (Tarman, 1992; Tome, 2006). V raziskavah največkrat izražena negativna linearna povezava prirastka populacije z njeno gostoto se verjetno nanaša na populacije, preučevane v območju gostote nad $\frac{1}{2}$ kapacitete okolja. Pričakovali bi sicer konkavno obliko, ki pa se verjetno ne izkaže zaradi majhnega števila podatkov in majhnih sprememb gostote populacije (gledano relativno v primerjavi z največjo možno spremembo od 0 do nosilne zmogljivosti okolja). Na območju gostote populacije od nič do $\frac{1}{2} k$ prirastek populacije z njeno rastjo narašča. Med najdenimi raziskavami je bil prirastek pozitivno povezan z gostoto le v enem primeru (Bailey, 1991), kjer so raziskavo izvajali na populaciji v razvoju takoj po naselitvi.

V primeru, da vzporedno z absolutnim prirastkom populacije spremljamo tudi število samic, lahko ugotovimo tudi prirastek na samico, ki pada na celotnem gradientu gostote od nič do k in je konkavne oblike (Morellet in sod., 2007). Skupaj oba kazalnika (skupni prirastek populacije in prirastek na samico) dobro pokrivata celoten gradient gostote, saj se prirastek na samico ravno v območju od $\frac{1}{4} k$ do $\frac{3}{4} k$ najmočneje spreminja, prirastek populacije pa zunaj tega območja. Glede na to, da so populacije divjadi upravljane (intenzivno lovljene), se gostote le-teh verjetno nahajajo v območju od $\frac{1}{2} k$ do $\frac{3}{4} k$. Zanje bi bil torej primernejši kazalnik prirastek na samico, ki ga je tudi lažje spremljati. Vseeno so potrebna opazovanja v naravi, ki so na eni strani zamudna, na drugi pa enostavna za izvedbo. V primeru, da bi podatke na terenu zbirali upravljavci lovišč, bi bil kazalnik tudi stroškovno učinkovit.

Izmed zgoraj naštetih znakov so bili v raziskavah največkrat spremljani znaki, ki ugotavljajo razmerje med številom mladičev in odraslih samic (21 od 37). Pri teh znakih so ugotovili neznačilno pozitivno povezavo z gostoto populacije v primeru, ko so število mladičev primerjali z gostoto vseh odraslih živali v preteklem letu (Bailey, 1991). V raziskavi so spremljali populacijo snežne koze na nadmorski višini od 2700 do 4000 m. Poleg tega pri znaku »število mladičev na odraslo samico« niso odkrili povezave z gostoto pri savojski ovci na škotskem otoku Hirta (Forchhammer in sod., 2001). Pri znaku »število telet na 100 košut« pa so odkrili neznačilno negativno povezavo, in sicer pri jelenjadi v Yelowstone parku v ZDA (Coughenour in Singer, 1996). Tovrstne znake se ugotavlja z opazovanjem v naravi.

Drugi najpogostejše preučevani so bili znaki, ki ugotavljajo mlečnost samic (7 od 37). Pri znaku »mlečnost odraslih samic« pri debelorogi ovci niso ugotovili značilne povezave z gostoto. Raziskava je bila izvedena v Alberti v Kanadi (Jorgenson in sod., 1993). Znake se ugotavlja pri odlovu na živih živalih ali po smrti (pri odstrelu). V primerjavi z ugotavljanjem števila mladičev na samico imajo to prednost, da jih lahko spremljamo brez dodatnih opazovanj v naravi, po drugi strani pa ugotavljamo le, ali je samica imela mladiča ali ne, koliko jih je imela, pa ne. Pri jelenjadi, ki ima običajno le enega mladiča, to ni ovira.

Smotrni način uporabe kazalnika bi bil na podlagi spremljanja števila mladičev na število odraslih samic. Opazovanja v naravi bi izvajali upravljavci lovišč (npr. trikrat v razmiku dveh dni) ob koncu avgusta. Kot alternativno bi pri vrstah, ki imajo običajno le enega mladiča, lahko prirastek ugotavljali na podlagi mlečnosti samic.

7.2.3.9 Razvitost indikatorskih rastlinskih vrst

Kazalnik razvitost indikatorskih vrst smo oblikovali na podlagi sedmih preučevanih znakov, ki ponazarjajo uspešnost rasti izbranih rastlin (doseganje določene višine, uspešnost preraščanje v višje višinske razrede). Preučevani znaki (maksimalna višina velecvetnega trolista (*Trillium grandiflorum*) (Koh in sod., 2010), povprečna višina najvišjega gozdnega mladja (Tilghman, 1989), višina poganjkov javorja, bukve, češnje, breze in smreke (Balgooyen in Waller, 1995; Horsley in sod., 2003; Tremblay in sod., 2007) izkazujejo 86 % konsistentno negativno povezavo z gostote parkljarjev, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 60 %–110 %.

Pričakovano, da je razvitost indikatorskih vrst (npr. dosežena višina bukovega mladja) povezana z gostoto parkljarjev, je utemeljeno s povečanim pritiskom divjadi na prehranske vire v primeru večje gostote parkljarjev. Večje oz. večkratno objedanje posameznega osebka indikatorske vrste zavira njen razvoj in v primeru gozdnega mladja upočasni njegovo preraščanje v višje višinske razrede. Na odvisnost od gostote parkljarjev vpliva tudi priljubljenost spremljane rastlinske vrste v prehrani divjadi (Jerina in sod., 2008).

Vse raziskave so bile izvedene na vrstah parkljarjev, ki ne živijo v Sloveniji, in sicer v Kanadi in ZDA. Odvisnosti od gostote populacije parkljarjev niso ugotovili za višini najvišjega poganjka dveh na objedanje odpornih vrst mladja (Horsley in sod., 2003). To

pravzaprav pomeni, da razvoj v prehrani priljubljenih vrst kaže 100 % konsistentno odvisnost od gostote rastlinojedih parkljarjev.

Vzporedno z odvisnostjo od gostote so ugotovili še odvisnost od ukrepov, izvedenih na posamezni ploskvi (golosek, intenziteta redčenja – zastrtost mladja s krošnjami), in časa, ki je pretekel po izvedbi ukrepov tekom poizkusa (Horsley in sod., 2003). Vplivi drugih dejavnikov vzporedno niso bili preučevani.

V Sloveniji v okviru popisa objedenosti gozdnega mladja že zbiramo potrebne podatke za oblikovanje tega kazalnika, kazalnika pa v okviru načrtovanja upravljanja z divjadjo ne uporabljamo (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Za spremljanje kazalnika je potrebno izvajati popis na istih vzorčnih ploskvah več let (alternativa je, da bi ugotavljali starost mladja), da lahko spremljamo napredovanje višinske rasti mladja, ali pa za indikatorske izbrati vrste (npr. volecvetni trolist (Koh in sod., 2010), ki ne prerastejo do višine, kjer bi postale odporne na objedanje.

Pomanjkljivost obstoječega popisa objedenosti gozdnega mladja je z vidika tega kazalnika ta, da se popisne ploskve menjavajo. Daljši intervali med popisi pa bi lahko tudi po treh popisih že dali ustrezne podatke za analizo. Kazalnik je bil sicer oblikovan predvsem na nelesnatih trajnicah, ki so jih v ta namen posebej spremljali (Balgooyen in Waller, 1995; Koh in sod., 2010), a bi ga zlahka oblikovali tudi na gozdnem mladju, kjer bi v okviru obstoječih popisov gozdnega mladja ugotavljali uspešnost preraščanja mladja v višinske razrede. Pri tem je treba veliko pozornosti nameniti svetlobnim razmeram na ploskvah, da ne bi divjadi pripisali neuspešnega preraščanja mladja, če bi bil vzrok pomanjkanje svetlobe. Kazalnik je primeren za uporabo v kombinaciji s kazalnikom objedenosti gozdnega mladja za spremljanje stanja okolja divjadi, konkretno stanja gozdnega mladja in uspešnosti pomlajevanja.

7.2.3.10 Škoda

Kazalnik škode smo oblikovali na podlagi 8 preučevanih znakov (odškodnine za škodo od divjadi v denarju), ki izkazujejo 88 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 65 %–110 %. Za teste opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad (en znak), jelenjad (dva znaka) in divji prašič (štirje znaki), je konsistentnost 86 %, interval zaupanja pa od 60 %–110 %. Vse ugotovljene povezave škod in gostot populacij so linearne oblike.

Pričakovanje, da je obseg škode od divjadi na kmetijskih in gozdnih kulturah (ne glede na obliko merjenja, tj. v površinskih enotah ali denarju) odvisen od gostote populacije, temelji na povečanem pritisku divjadi na prehranske vire pri višjih gostotah divjadi. Pri zniževanju neto razpoložljive hrane na osebek so osebki prisiljeni bolj temeljito izkoristiti prehranske vire kot sicer. Kmetijske rastline jim pogosto nudijo dodaten vir hrane, ki tudi popestri njihovo prehrano. V času zorenja so lahko tudi najbolj privlačen vir hrane v okolju divjadi.

Neznačilno pozitivno povezavo z gostoto populacije so ugotovili za srnjad (Bleier in sod., 2012). Kar je do neke mere tudi pričakovano, saj je srnjad po načinu prehrane izbiralec. Škodo povzroča le na izbranih posevkih. Tako je pojavljanje škode in njen obseg od srnjadi v dobršni meri odvisen od priložnosti, da škoda sploh lahko nastane. Jelenjad in divji prašič sta vrsti, ki tudi sicer močnejše vplivata na svoje okolje in povzročata večje škode (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Škode od divjadi so torej kazalnik, ki ni primeren za vse vrste divjadi. Primeren je predvsem za tiste vrste, ki dokaj redno in prostorsko razširjeno povzročajo škodo na človekovem premoženju, to sta v Sloveniji predvsem divji prašič in jelenjad.

Prednost kazalnika je, da predstavlja neposredno merilo izkoriščenosti ekonomske kapacitete okolja. V raziskavah ugotovljeni drugi vplivi na višino škode so dolžina gozdnega robu, poletna temperatura, razpoložljivost poljščin, količina poletnih padavin in raba tal v širši okolici. Za jelenjad Simonič (1982) poroča, da so že po dveh letih izvajanja povečanega odstrela in izvajanja ukrepov za izboljšane okolja za jelenjad škode v kmetijstvu občutno upadle in ostale zmerne. V prid pomembnosti spoštovanja ekonomske kapacitete okolja govori tudi raziskava, v kateri so avtorji na podlagi pregleda obstoječih raziskav poskušali postaviti mejne dopustne vrednosti gostot jelenov (različnih vrst) glede na še sprejemljiv obseg škode v kmetijstvu in v gozdovih (Putman in sod., 2011c). Že sama ideja temelji na predpostavki, da je obseg škod odvisen od gostote populacij.

V dolgoletnem pregledu škode od divjega prašiča v Luksemburgu so ugotovili močno povezanost obsega škode in odstrela divjih prašičev (Schley in sod., 2008). Uno in sod. (2006), ki so eni prvih preučevali odvisnost obsega škod od gostote populacije sike, so škode predlagali tudi kot relativni indeks gostote.

V Sloveniji se kazalnik v načrtovanju upravljanja s parkljarji že uporablja (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Obseg škode je prikazan v denarju. Prikaz v denarju vsebuje dodatno (v primeru dane interpretacije) nepojasnjeno variabilnost zaradi spreminjanja vrednosti posameznih kultur. Po drugi strani pa je tak način primeren za obravnavo populacije glede na ekonomsko kapaciteto okolja. Ta je vsaj pri divjem prašiču odločilna. Uporaba tega kazalnika je smiselna, kadar se škode pojavljajo v večjem obsegu, npr. še pri jelenjadi v Pomurskem LUO (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Alternativno se kazalnik lahko oblikuje na podlagi obsega škode v površinskih enotah ali pa zgolj na podlagi števila škodnih dogodkov.

7.2.3.11 Število trkov z vozili

Kazalnik število trkov z vozili smo oblikovali na podlagi 19 preučevanih znakov (število trkov z vozili na 100 km ceste, število trkov na uro, število trkov v določeni časovni in prostorski enoti), ki izkazujejo 89 % konsistentno pozitivno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 76 %–100 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad (trije znaki) in jelenjad (en znak), je konsistentnost 75 %, interval zaupanja pa od 30 %–120 %. Ena ugotovljena povezava števila naletov z vozili in gostoto populacije losa je konveksne oblike (Joyce in Mahoney, 2001), vse ostale pa linearne.

Pričakovanje, da je število trkov z vozili povezano z gostoto divjadi, pojasnujemo z večjo verjetnostjo, da bo vozilo trčilo v divjad, če je te divjadi v okolju več in zaradi tega tudi večkrat prečka prometnice in zaradi tega več časa preživi na njih.

Drugi vplivi na število trkov divjadi z vozili poleg gostote divjadi so predvsem vezani na lastnosti prometa in rabe prostora v okolici prometnic (Joyce in Mahoney, 2001; Seiler, 2005; Dussault in sod., 2006; Farrell in Tappe, 2007; Gkritza in sod., 2010; Langbein in sod., 2011). Število trkov z vozili so nekateri raziskovalci že zelo zgodaj začeli obravnavati kot možen kazalnik gostote populacij parkljarjev, kjer kot neogibno izpostavljajo predvsem sistematično spremljanje trkov z vozili (Jahn, 1959; McCaffery, 1973).

Iz navedenih raziskav, ki so vse, razen ene nastale po letu 1993, lahko sklepamo, da ima število naletov realen potencial kazalnika. Predvsem pri tistih živalskih vrstah, kjer je obseg naletov znaten in omogoča oblikovanje kazalnika, tudi npr. za kunce (*Oryctolagus cuniculus*) (George in sod., 2011). V Sloveniji je že organizirano zbiranje podatkov za ta kazalnik. Podatke se uporablja v okviru analize vzrokov odzema za posamezne vrste parkljaste divjadi. Podatki o naletih divjadi z vozili niso posebej oblikovani v kazalnik, ki bi bil statistično očiščen vplivov neciljnih spremenljivk.

Tveganje za napake pri zbiranju podatkov je omejeno z zahtevami po predložitvi materialnih dokazov za vsako iz lovišča odvzeto žival. Tveganje je večje, kjer komisije za pregled odstrela in izgub divjadi niso dosledne in kot materialne dokaze upoštevajo tudi slabo preverjene (npr. zapisnike, podpisane le s strani lovcev) ali nepreverljive dokumente. Napake, ki nastajajo zaradi priložnostnega načina zbiranja podatkov o povojenih živalih (lovci lahko niso obveščeni o povozu, kadaver je ukraden), ne moremo oceniti. Kjer je zmanjševanje števila naletov divjadi in vozil opredeljeno kot upravljavski cilj, je ta kazalnik neogiben.

7.2.3.12 Telesna masa

Kazalnik telesne mase smo oblikovali na podlagi raziskav 138 znakov, ki izkazujejo 78 % konsistentno negativno povezavo telesne mase z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 71 %–80 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad (31 znakov), jelenjad (21 znakov), damjak (1 znak), gams (en znak) in divji prašič (trije znaki), je konsistentnost 81 %, interval zaupanja pa od 70 %–90 %.

Pričakovanje, da je telesna masa odvisna od gostote populacije, pojasnujemo z energetsko bilanco posameznega osebka v populaciji. Ob naselitvi v novo okolje populacija postopno zapolnjuje ponujeni ji prostor, od najboljših habitatov proti slabšim (Tome, 2006). Manj kvalitetne habitate začne naseljevati, ko boljši habitat zaradi že naseljenih živali postanejo manj kvalitetni. Eno izmed meril kvalitete je tudi količina razpoložljive hrane. Z naraščanjem gostote populacije ob isti ponudbi hrane je količina razpoložljive hrane na posamezno žival vedno manjša, kar povzroči, da živali vedno večji delež hrane porabijo za dnevne aktivnosti in manj za skladiščenje rezerv. Manj rezerv pomeni manjšo telesno maso.

Telesna masa je v odvisnosti od gostote populacije najbolj raziskovan znak in kaže eno najvišjih konsistentnosti in enega ožjih intervalov zaupanja (zanesljivejša napoved izida). Telesna masa je lahko dober indeks telesne kondicije pri jelenjadi (Dzieciolowski in sod., 1996). V treh raziskavah so telesno maso osebkov oblikovali tudi kot kazalnik za upravljanje z divjadjo, in sicer za belorepega jelena (Keyser in sod., 2006) in srnjad (Vincent in sod., 1995; Toigo in sod., 2006). Uporabili so telesno maso mladičev, enoletnih in odraslih srnjakov. Glede na evidentirane druge vplive na telesno maso osebkov (okoljskih dejavnikov, časa uplenitve, starosti osebkov in spola) je primerna uporaba telesne mase kot kazalnika le ob upoštevanju teh vplivov.

Pri odrasli jelenjadi so npr. odkrili močnejšo reakcijo na spremembe v gostoti pri moških kot pri ženskih osebkih (Ashley in sod., 1998; Mysterud in sod., 2001a). Pregled preučevanih znakov kaže, da je konsistentnost ugotovljene odvisnosti mladičev (78 %) in juvenilnih osebkov (82 %) nekoliko višja od srednje starih osebkov (71 %). Konsistentnost pri moških je 81 %, pri ženskih osebkih pa (69 %), medtem ko je pri srednje starih osebkih konsistentnost ugotovitev pri ženskih osebkih 50 % in pri moških 80 %. Odziv telesne mase je torej spolno in starostno specifičen. Jerina in sod. (2013) za srnjad in divjega prašiča ne ugotavljajo odvisnosti telesne mase od ocenjene gostote populacij, medtem ko ugotavljajo močno korelacijo za jelenjad in šibko za gamsa. Pri jelenjadi ugotavljajo največjo korelacijo z gostoto populacije za enoletno jelenjad.

Zaradi nezanesljivega ugotavljanja starosti pri starejših jelenih in relativno boljših odzivov na gostoto populacije je za oblikovanje kazalnika najprimernejša telesna masa mladičev ali enoletnih osebkov. Kazalnik mora biti v izogib okoljskim specifikam, ki jih je težko opredeliti in upoštevati pri statističnih analizah (Pettorelli in sod., 2001), oblikovan v okolju, kjer bo kasneje tudi uporabljan (Vincent in sod., 1995). Kazalnik je primeren za spremljanje stanja kakovosti populacij, s tem pa posredno tudi gostot populacij oz. izkoriščenosti ekološke kapacitete okolja. Variabilnost telesnih mas je kljub vplivu drugih dejavnikov relativno majhna, čeprav je odvisnost od gostote jasno izražena.

V Sloveniji že zbiramo potrebne podatke za oblikovanje tega kazalnika in ga tudi že uporabljamo v načrtovanju upravljanja s parkljarji. Napredek je mogoč z izboljšavo statističnih obdelav podatkov (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011).

7.2.3.13 Tolščavost

Kazalnika tolščavost je izražen na več načinov (kot tolščavost mozga stegenice, kot tolščavost mišičevja ali kot debelina hrbtne oz. stegenske tolšče), oblikovali pa smo ga na podlagi 13 preučevanih znakov. Tolščavost izkazuje 77 % konsistentno negativno odvisnost od gostote populacije parkljarjev, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 42 %–110 %. Debelina stegenske tolšče je bila preučevana na jelenjadi, torej vrsti živeči tudi v Sloveniji. Tolščavost je odvisna od energetske bilance osebkov (odvisna od razpoložljive hrane na osebek oz. od gostote relativno na nosilno zmogljivost okolja) in je tesno povezana z njihovo telesno maso (Holand, 1992b).

Pričakovanje, da je tolščavost osebkov povezana z gostoto populacije, pojasnjujemo na podoben način kot za telesno maso. Tolšča predstavlja energetske rezerve, ki se kopičijo ob dobrih prehranskih razmerah, tj. ko je neto razpoložljive hrane na osebek relativno veliko. Torej ob relativno (gledano na ekološko nosilno kapaciteto okolja) nizki gostoti populacije.

Razmerja med tremi merami tolščavosti (tolšča mozga stegenice, indeks ledvične tolšče in podkožna tolšča oz. tolščavost organizma brez prebavil) kažejo, da se tolšča v mozgu stegenice od začetka glede na splošno kondicijo osebkov najprej zelo hitro, potem pa vse počasneje akumulira. Odvisnost od kondicije osebkov je torej izrazito konkavna (Kie in sod., 1983; Holand, 1992b; Takatsuki, 2000), v obravnavnih raziskavah ugotovljena odvisnosti od gostot populacij pa linearna (gostota belorepih jelenov 40–81 živali/km² (Kie in sod., 1983), 39–77 živali/km² (Kie in Bowyer, 1999), 6–80 živali/km² (Sams in sod., 1998) in 14–91 živali/km² (Kilpatrick in sod., 2001) ter jelenjadi 4,1–21 živali/km² (Stewart in sod., 2005)). Maščobe se v organizmu najprej skladiščijo v kostnem mozgu, nato ob ledvicah in nazadnje v mišičevju in pod kožo. Zaradi različnih notranjih vplivov in dinamike skladiščenja maščob v telesu za zanesljivo ugotavljanje kondicije pri srnjadi priporočajo uporabo kombinacije več indeksov, in sicer KFI (indeks obledvične tolšče), IFBF (stopnja tolščavosti organizma brez prebavil) in FMF (procent tolščavosti mozga stegenice) (Holand, 1992b).

Podobno predlaga Takatsuki (2000), ki je preučeval in med sabo primerjal tri indekse tolšče: indeks ledvične tolšče, indeks tolščavosti stegenkega mozga in indeks tolšče mozga čeljusti. Priporoča kombinirano uporabo prvih dveh. Mattiello in sod. (2009) za uporabo izmed indeksa ledvične tolšče in indeksa hrbtna tolšče priporoča slednjega. Zaradi notranjih vplivov na indekse tolšče in potreb po spremljanju več znakov zaradi dinamike skladiščenja maščob je telesna masa primernejši kazalnik kondicije srnjadi (Hewison in sod., 1996a).

V Sloveniji podatkov za oblikovanje kazalnika tolščavosti ne spremljamo in tudi kazalnika v načrtovanju upravljanja parkljarjev ne uporabljamo. Tolščavost je uporabna kot kazalnik stanja kakovosti populacij, za kar pa je enostavneje uporabljati telesno maso osebkov. Ugotavljanje tolščavosti mozga stegenice in tolščavosti kadavrov brez drobovja je relativno zahtevno in izvedljivo le v laboratoriju. Postopkovno enostavnejše je zbiranje podatkov za indeks ledvične tolšče, ki pa je stroškovno učinkovito le, če ga izvajajo upravljalci lovišč ob sicer ustaljenih postopkih prodaje divjačine.

7.2.3.14 Velikost čeljustnice, dolžina noge in obseg prsnega koša

Na podlagi raziskav o velikosti posameznih delov skeleta smo oblikovali tri kazalnike (velikost čeljustnice, dolžina noge in obseg prsnega koša), ki jih ločujemo zaradi specifičnih načinov spremljanja. Dolžino čeljustnice lahko merimo le po smrti živali, dolžino noge in obseg prsnega koša pa pri živih ali mrtvih živalih. Dolžina čeljustnice in dolžina noge se pri istih osebkih lahko le povečujeta (dokler traja rast), obseg prsnega koša pa se lahko tudi zmanjša. Negativen učinek gostote populacije oz. nazadovanje velikosti čeljustnice oz. dolžine zadnje noge lahko tako zaznamo šele z menjavo generacij, seveda pa lahko po drugi strani z uporabo čeljustnic (ob hkratni oceni starosti

živali) v enem letu pridobimo podatke za več generacij nazaj, tj. za osebkke, ki so bili poleženi v različnih obdobjih in ob pričakovanih različnih populacijskih gostotah.

Pričakovanje, da je velikost skeleta povezana z gostoto populacije, pojasnjujemo na podoben način kot pri telesni masi. Hitrost rasti osebkov je poleg od genetskih dejavnikov odvisna tudi od okoljskih, kjer najpomembnejšo vlogo igra razpoložljivost ustrezne hrane. Pri večjih gostotah je neto razpoložljive hrane na osebek manj, s tem pa se upočasni rast.

Kazalnik velikost čeljustnice smo oblikovali na podlagi raziskav 8 znakov, ki izkazujejo 75 % konsistentno negativno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 45 %–110 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad, jelenjad in damjak), je konsistentnost 67 %, interval zaupanja pa od 30 %–100 %. Za srnjad in jelenjad so ugotovitve 100 % konsistentne.

Kazalnik dolžina noge smo oblikovali na podlagi raziskav 19 znakov, ki izkazujejo 68 % konsistentno negativno povezavo z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 48 %–90 %. Za teste, opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad in damjak), je konsistentnost 71 %, interval zaupanja pa od 40 %–100 %.

Kazalnik obseg prsnega koša smo oblikovali na podlagi raziskav 7 znakov, ki izkazujejo 100 % konsistentno negativno povezavo z gostoto populacije. Na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji, ta znak ni bil preučevan. Vsi obravnavni konsistentni odzivi znakov na gostoto populacije so bili linearni.

Mere skeletne velikosti so sezonsko manj variabilne (oz. v primeru odraslih živali sploh niso variabilne, npr. dolžine čeljustnic) od nekaterih kazalnikov, izvedenih na živalih, npr. prehranjenosti živali, indeksa obledvične tolšče, tolščavosti mozga stegenice, tolščavosti in telesne mase. Tudi kazalnik plodnost se lahko z leti pri isti samici zmanjša ali poveča, tako da je zato na nek način reverzibilen. Mere velikosti telesa se z leti ne spremenijo, razen deloma obsega prsi, ki je odvisen tudi od količine mehkih tkiv. Na velikosti skeleta vse življenje ostane zabeležen odtis vpliva okolja in gostote populacije v obdobju najbolj intenzivne rasti. Tovrstni kazalniki ob poznavanju starosti osebkov omogočajo vpogled v preteklost, čeprav v navedenih raziskavah niso ugotavljali odvisnosti od gostote za predhodna leta. Tudi telesne mase deloma vsebujejo informacijo iz preteklosti, saj so odvisne tudi od velikosti skeleta (Kjellander in sod., 2006).

Kazalniki skeletne velikosti so odvisni od spola in starosti osebkov (Nugent in Frampton, 1994; Azorit in sod., 2003). Pri mlajših živalih, ko je rast hitrejša, je pomemben vsak mesec starosti (Høye in Forchhammer, 2006). Azorit in sod. (2003) sicer ugotavljajo, da se pri jelenjadi rast čeljusti pri košutah zaključi pri 4,5–5 letih, pri jelenih pa 6,5–7 letih. Suttie in Mitchell (1983) sta izvedla primerjavo med rastjo dolžine zadnje noge in dolžino spodnje čeljusti. Zaključila sta, da dolžina spodnje čeljusti ponuja najboljši indeks rasti pri jelenu skozi vso življenjsko dobo. Kot slabost

navajata dejstvo, da se jo zanesljivo lahko izmeri le po smrti. V Sloveniji to ne predstavlja ovire, ker čeljustnice že zbiramo zaradi postopka dokazovanja izvedbe načrta. To pravzaprav predstavlja priložnost za uporaben nov kazalnik.

Dolžina zadnje noge je posebej primerna za analize na mladih živih živalih. Noga raste do treh let, pogosto se njena rast zaključi že pred drugim letom. Čeljust raste vse do 4–5 let starosti. Pri merjenju dolžine zadnje noge moramo biti posebej pozorni npr. na obrabo parkljev, kar je odvisno od razpoložljivosti in vrste hrane oz. okolja (Suttie in Mitchell, 1983).

Mere skeletne velikosti torej lahko predstavljajo dobre kazalnike relativne gostote populacij rastlinojedih parkljarjev, a le, če uspemo ustrezno ovrednotiti časovni zamik od beleženja (ko gostota vpliva na razvoj skeleta) do odčitavanja (ko osebek izmerimo oz. uplenimo) informacij in okoljske vplive. Z razvojem oz. staranjem osebkov je te informacije zaradi vse večjih časovnih zamikov vse težje izluščiti. Med drugim zaradi kopičenja različnih vplivov in zaradi vedno zahtevnejšega ugotavljanja točne starosti. Zato menimo, da je kazalnike na podlagi mer skeletne velikosti smiselno oblikovati na podlagi mer mladičev in enoletnih osebkov, ločeno po spolih.

Zaradi velike podobnosti s kazalnikom velikost čeljustnice, kazalnika dolžina noge in obseg prsnega koša opredeljujemo le kot alternativni za uporabo pri načrtovanju upravljanja z divjadjo. Primerna sta za raziskovalne namene, ker se ju da izmeriti tudi na živih živalih in tam, kjer se tovrstne podatke že zbira, npr. pri rjavem medvedu. Za redno spremljanje pri upravljanju divjadi bi bila potrebna sprememba pravilnika (Pravilnik o evidentiranju ..., 2005)

Potrebne čeljusti za izvedbo kazalnika pri srnjadi, jelenjadi in damjaku v Sloveniji že zbiramo zaradi dokazovanja izvedenega odvzema divjadi iz lovišč, kar stvar bistveno poenostavi. S spremembo pravilnika bi morali zagotoviti tudi zbiranje čeljusti od gamsa, muflona in kozoroga (ne glede n spol) oz. vsaj zbiranje podatkov o dolžini čeljusti vseh parkljarjev (razen divjega prašiča), tako da bi ta podatek postal del uradnih evidenc.

Kazalnik je priporočljivo oblikovati na enoletnih osebkih, ker je pri teh dolžina čeljusti manj odvisna od časa uplenitve v letu kot pri mladičih, starost osebkov pa je relativno zanesljivo določljiva. Rast v tem obdobju še ni zaključena in zaradi tega močneje reagira na gostoto. Pri starejših osebkih je velika pomanjkljivost tudi v določanju starosti, saj po metodi okularne cene na podlagi obrabljenosti zobovja le-te ni mogoče zanesljivo določiti. Pokorny in sod. (2012) so pri preučevanju zanesljivosti makroskopskega ocenjevanja starosti osebkov po obrabljenosti zobovja (ustaljena metoda pri zbiranju podatkov o odvzemu) ugotovili, da je bila starost pravilno ugotovljena le pri 24,5 % osebkov jelenjadi.

7.2.3.15 Velikost rogov

Kazalnik velikost rogov smo oblikovali na podlagi raziskav 29 znakov (različne mere velikosti rogov: neto letni prirastek, skupna dolžina, razkrečenost, relativna dolžina), ki

izkazujejo 66 % konsistentno negativno povezavo velikosti rogov(ja) z gostoto populacije, interval 95 % zaupanja v binomski porazdelitvi pa sega od 48 %–80 %. Za teste opravljene na parkljarjih, ki živijo tudi v Sloveniji (v tem primeru srnjad (6 znakov), jelenjad (2 znaka), je konsistentnost 75 %, interval zaupanja pa od 40 %–110 %.

Pričakovanje, da je velikost rogov odvisna od gostote populacije, pojasnjujemo enako kot v primeru skeletne velikosti.

Kot prirastek rogov upoštevamo le v želenem letu starosti priraščen del roga, za dolžino rogov ali rogovja pa celotno dolžino roga. Vse ugotovljene povezave z gostoto populacije so bile linearna oblike (gostota srnjadi 4,7–14,1 živali/km² (Pelabon in Van Breukelen, 1998) ter jelenjadi 4,7–15,9 živali/km² (Schmidt in sod., 2001) in 14,4–24,7 živali/km² (Clutton-Brock in sod., 1985a). Vanpe in sod. (2007) v raziskavi na srnjadi v dveh od treh primerov niso ugotovili značilne odvisnosti velikosti rogovja od gostote populacije. Razlog lahko tiči v tem, da srnjakov niso ločevali po starostnih kategorijah, tako kot sta to storila Pelabon in Van Breukelen (1998) oz. so to storili pri raziskavah na jelenjadi (Clutton-Brock in sod., 1985a; Schmidt in sod., 2001), kjer so teste izvedli na 16 mesečnih oz. enoletnih jelenih.

Jorgenson in sod. (1998) so za debeloroge ovce ugotovili značilne povezave za dolžine, neto prirastke in debeline rogovja mlajših ovnov, za dolžine, neto prirastke in neto spremembo debeline rogovja starejših ovnov pa ne. Weladji in sod. (2005) so ugotovili pozitivno povezavo med srednjo relativno dolžino rogovja (dolžina rogovja glede na telesno maso osebk) samcev oz. samic z gostoto populacije, kar kaže na to, da telesna masa verjetno hitreje reagira na spremembe kot dolžina rogovja, oz. da dolžina rogovja lahko vsebuje informacije iz drugega obdobja kot telesna masa. Sicer ugotavljajo pozitivno korekcijo med telesno maso in dolžino rogovja.

Poleg telesne mase na velikost rogovja vplivajo tudi zunanji vplivi, npr. spolno razmerje populacije, starost in območje (Tiilikainen in sod., 2010) ali pa junijske temperature pri starosti 12 mesecev in rojstna masa (Schmidt in sod., 2001). V Sloveniji sistematično ne zbiramo potrebnih podatkov za oblikovanje tega kazalnika in ga tudi ne uporabljamo v načrtovanju upravljanja divjadi. Uporabljamo kazalnik masa rogovja pri srnjadi in jelenjadi, ki pa smo ga v naši raziskavi izločili kot še premalo utemeljenega (poglavje 7.2.2).

Prirastek rogov pri rogarjih (gams, muflon) je včasih težje izmeriti zaradi slabo opaznih obročev na njih, pri jelenih pa vsakoletno rogovje v bistvu pomeni letni prirastek. Skupna dolžina rogov pri rogarjih s starostjo akumulira vse več različnih vplivov, ki jih je težko ločiti. Kot kazalnik bi bilo zato primerno oblikovati dolžino rogov, predvsem mlajših živali, npr. lanščakov pri jelenih, ker jim lahko relativno zanesljivo določimo starost, in dve ali tri letnih rogarjev, ker je rast rogov v teh letih še intenzivna in tako bolj verjetno dovzetna za vplive gostote na osebek.

V okolju, kjer bi kazalnik uporabljali, bi morali ovrednotiti tudi druge vplive nanj. Kazalnik bi veljalo uporabiti pri gamsu in muflonu, kjer je tudi pri starejših živalih še

mogoče izmeriti npr. neto prirastek v drugem letu starosti. Lahko pa tudi pri jelenih, s tem da bi za kazalnik uporabili dolžino rogovja (npr. leve veje) enoletnih osebkov. Keyser in sod. (2006) priporočajo spremljanje mer rogovja pri belorepem jelenu kot kazalnik stanja populacije, za kar je kazalnik mere rogovja tudi po našem mnenju primeren. Uvedba kazalnika velikost rogov v primeru uvedbe kazalnika dolžina čeljustnice za vse vrste parkljarjev ne bi bila smotna. Tveganje za nastanek napak pri meritvah in tveganje za prirejanje podatkov sta obvladljiva, saj je na rogovju meritve mogoče ponoviti in tako izvesti kontrolo. V skrajnem primeru se meritve lahko v celoti ponovi, saj lovci rogovja (trofeje) tako rekoč trajno hranijo.

7.2.3.16 Velikost tropa

Kazalnik velikost tropa kaže 100 % konsistentno pozitivno odvisnost od gostote populacije pri petih različnih vrstah parkljarjev, med njimi tudi srnjadi, ki je del leta teritorialno živeča, in gamsa, ki je tropno živeča vrsta. Poleg teh dveh je bil, na v Sloveniji živečih parkljarjih, test izveden še na kozorogu. Pri gamsu in kozorogu so ugotovili konkaven, pri srnjadi (gradient gostote od 5–25 osebkov/km²), siki (gradient gostote od 20–120 osebkov/km²) in ameriški beli kozi (gradient gostote od 1,4–7,7 osebkov/km²) pa linearen odziv velikosti tropa na povečano gostoto populacije. Pri siki (Borkowski, 2000) so ugotovili, da na velikost tropa vpliva tudi zgradba habitata.

Pričakovanje, da je velikost tropa odvisna od gostote populacije, pojasnjujemo z večjo verjetnostjo, da nastanejo večji tropi, če je gostota osebkov v obravnavanem okolju večja.

V Sloveniji tega znaka ne spremljamo in velikosti tropa ne uporabljamo kot kazalnika v kontrolni metodi. Pred nameravano uporabo kazalnika bi ga morali v okolju, kjer bi ga želeli uporabljati, in za živalske vrste, pri katerih bi ga želeli uporabljati, najprej oblikovati in določiti referenčne vrednosti na podlagi večletne spremljave. Zbiranje podatkov je ob ustrezni organizaciji statističnega vzorčenja lahko hitro in enostavno.

Kazalnik je primeren predvsem tam, kjer je odvzem glede na populacijo zelo majhen ali pa ga sploh ni, bodisi zaradi majhne gostote populacija ali zaradi drugih vzrokov. Mogoče ga je kombinirati s štetji na transektih ali kilometriskim indeksom. Morellet in sod. (2007) kazalnik velikost tropa, ki so ga oblikovali Vincent in sod. (1995), priporočajo kot indeks gostote populacije pri srnjadi, primeren pa je tudi za druge vrste. V daljših časovnih obdobjih je treba upoštevati tudi spremembe habitata, ki lahko vplivajo na vidljivost pri vzorčenju in na obnašanje živali.

Glede na veliko podobnost s kazalnikom štetje na transektih in kilometrski indeks priporočamo kombiniran monitoring, na podlagi katerega bi lahko oblikovali vse tri kazalnike in s tem pridobili kazalnike gostot populacij, ki jih trenutno nimamo.

8 SKLEPI

8.1 NAČRTOVANJE UPRAVLJANJA

Načrtovanje upravljanja z divjadjo v Evropi je raznoliko in je pogojeno z administrativnim okoljem (Apollonio in sod., 2010a). Administrativno okolje v tem primeru predstavljajo predpisi s področja divjadi in lovstva, ki določajo predvsem, kdo je lastnik divjadi, komu in na kakšen način pripada lovna pravica, kakšna so upravljavska območja, kako se obravnava škode od divjadi, krmljenje divjadi, kakšni monitoringi so vodeni (katere podatke se zbira in na kakšen način) ter kako in kdo določa letne kvote za odstrel divjadi (Putman, 2011). Med evropskimi državami ni dveh držav, ki bi imeli celoten proces upravljanja divjadi enako urejen.

Procesi načrtovanja upravljanja divjadi so sestavljeni iz podobnih komponent, vsaj v tistih državah, kjer obstajajo. Gre za proces ugotavljanja stanja, določanja ciljev, določanja ukrepov in izvedbe monitoringov.

Velikost lovišč v Evropi variira od manj kot 100 do nekaj tisoč hektarjev (Apollonio in sod., 2010a), a v zvezi s tem nismo evidentirali problematike pri upravljanju divjadi. Kot težava so večkrat izpostavljena premajhna upravljavska območja zaradi daljših selitvenih poti divjadi. Tako so npr. losi (Andersen in sod., 2010) v času lovne sezone drugje kot v času prezimovanja, ko povzročajo škodo na gozdnih sestojih. Problematika škod na kmetijskih in gozdnih kulturah ter v prometu se pojavlja domala po vsej Evropi. Škode na kmetijskih in gozdnih kulturah so manj izpostavljene kot problem tam, kjer lastnik sam upravlja tudi lovno pravico.

V okoljih z najdaljšo administrativno relacijo med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice obstaja večja verjetnost, da bodo škode od divjadi povzročale konfliktno situacijo oz. da bodo pogostejše izpostavljene kot upravljavski problem. Na drugi strani pa daljše administrativne relacije praviloma omogočajo lažje uresničevanje javnega interesa v zvezi z upravljanjem prostoživečih živali, tudi zavarovanih vrst. Ureditev v Sloveniji v tem pogledu predstavlja okolje z eno daljših administrativnih relacij med preučevanimi državami.

Z vidika upravljanja parkljarjev je izmed generalnih ciljev (ohranjanje vrst divjadi v vrstni in genski pestrosti, ohranjanje prvobitnosti divjadi ter usklajevanje gostot populacij z okoljem (Zakon o divjadi in lovstvu ..., 2004); dodamo lahko še cilja trajnostna raba naravnega vira divjadi in zagotavljanje lova, čeprav ju slovenska zakonodaja ne omenja) med zahtevnejšimi doseganje cilja usklajenosti gostot populacij z okoljem. Ta cilj je zahteven in ni enostavno dosegljiv, saj običajno zadeva več vpletenih strani, še posebej pa lastnike zemljišč in lovce (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011). Njihov pogled na usklajenost divjadi z okoljem pa je lahko zelo različen.

V procesu določanja ustreznih ukrepov v populacijah divjadi je treba zagotoviti čim bolj uravnotežen vpliv različnih deležnikov, predvsem upravljavcev lovišč in lastnikov

zemljišč, ki so v ta proces, po izkušnjah iz načrtovanja upravljanja divjadi v Sloveniji (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011), najtesneje vpeti in v konfliktech tekom procesa načrtovanja in tekom izvedbe ukrepov največkrat na nasprotnih bregovih. V Sloveniji upravljavci lovišč sicer pri načrtovanju odvzema divjadi iz narave sodelujejo tudi z zagotavljanjem podatkov (npr. statistika odvzema, podatki o krmljenju, podatki o škodah od divjadi, predlog kvote odvzema za tekoče leto), primarno v procesu načrtovanja pa z neposrednimi pogajanjem z načrtovalcem in s podajanjem pripomb na javnih predstavitev lovskoupravljaljskih načrtov. Lastniki zemljišč v tem procesu sodelujejo pri posredovanju podatkov posredno preko sklepanja sporazumov o višinah odškodnin o škodah od divjadi in neposredno s podajanjem pripomb na javnih predstavitev lovskoupravljaljskih načrtov. Ob predpostavki nevtralnosti in strokovnosti strokovnih služb in neodvisnosti Svetov območnih enot pri Zavodu za gozdove Slovenije ter ob predpostavki, da deležniki ob posredovanju podatkov ne poskušajo posredno uveljavljati svojega interesa, je sistem v Sloveniji administrativno relativno dobro uravnotežen.

Določitev letnih kvot odstrela divjadi prepoznavamo kot enega najpomembnejših momentov v procesu načrtovanja upravljanja divjadi. V okoljih s kratko relacijo med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice in manj togo predpisanim načrtovanjem upravljanja z divjadjo je razmerje sil med tema vpletenima stranema načeloma lažje uravnotežiti kot v okoljih z dolgo relacijo. Čim daljša in bolj zapletena je relacija med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice, toliko bolj izpopolnjen proces načrtovanja upravljanja z divjadjo in bolj konkretno dorečeno administrativno okolje zahteva, da se s tem izognemo manipulacijam in izmikanju odgovornosti. Poleg tega zahteva od službe, ki vodi načrtovanje upravljanja divjadi (v Sloveniji Zavod za gozdove Slovenije), veliko znanja, usposobljenosti in odgovornosti.

Kot primer dobre prakse v zvezi z obravnavanjem različnih interesov lahko navedemo mešano komisijo, ki enakovredno zastopa lastnike zemljišč in koristnike lovne pravice ter tudi druge deležnike, in ki bodisi predlaga (Andersen in Holthe, 2010; Imesch–Bebie in sod., 2010) ali določi (Andersen in sod., 2010; Imesch–Bebie in sod., 2010; Maillard in sod., 2010) letne kvote odstrela. V Sloveniji je sistem pravzaprav podoben, naravnan tako, da vsem deležnikom omogoča sodelovanje pri oblikovanju načrtov, le da vsa teža uravnavanja interesov med deležniki leži na strokovni službi Zavod za gozdove Slovenije.

Glede na zgoraj navedeno lahko sistem v Sloveniji opredelimo kot primer dobre prakse. Vendar, če se osredotočimo na načrtovane cilje v lovskoupravljaljskih načrtih in njih doseganje (Lovsko upravljavski načrti ..., 2011), ugotovimo, da načrtovani cilji v primeru načrtovanega zmanjšanja gostote populacije divjih prašičev v preteklem načrtovalskem obdobju niso bili doseženi. Po drugi strani pa lahko v literaturi zasledimo pozitiven primer reševanja problematike z divjimi prašiči iz Švice (Imesch–Bebie in sod., 2010), kjer avtor ocenjuje, da so bili pri zniževanju gostot divjih prašičev uspešni, in to kljub dvema zelo različnima upravljavskima pristopoma. Pri tem so izvedli nekatere ukrepe, ki v Sloveniji še niso bili v celoti izkoriščeni.

Spremembo so torej prinesli dejansko izvedeni ustrezni ukrepi. Za določitev takih ukrepov in zagotovitev izvedbe pa moramo izvajati ustrezno širok in neodvisen monitoring, ki nam da dober vpogled v stanja ekosistema in dogajanje v njem. Tudi v okviru primerjave med evropskimi državami se je kot ena večjih razlik med sistemi upravljanja divjadi pokazala prav v monitoringih, kjer so ključni kazalniki (nabor spremljanih podatkov), kvaliteta kazalnikov (obvladovanje tveganja za nastanek napak pri meritvah) in obravnava kazalnikov (pavšalna ali statistična interpretacija, določanje ciljev upravljanja na podlagi vrednosti kazalnikov). Le na podlagi ustreznih in ustrezno spremljanih kazalnikov je namreč mogoče določati ustrezne ukrepe za doseg želenih ciljev upravljanja divjadi. Monitoring mora biti torej voden tako, da je pri pridobljenih podatkih mogoče oceniti napako, hkrati pa nam mora dati ustrezen vpogled v upravljani ekosistem in spremembe v njem.

Dodatno moramo zagotoviti, da so pri sprejemanju odločitev o višini odstrela interesi različnih interesnih skupin ustrezno uravnoteženi. Koordinator načrtovanja mora biti pri tem povsem nevtralen. Enako mora veljati tudi za druge organe v sestavi Zavoda za gozdove Slovenije, ki imajo vpliv na končno vsebino načrta. Ne smemo pozabiti, da je v Zakonu o divjadi in lovstvu (Zakon o divjadi in lovstvu ..., 2004) kot prvi namen upravljanja z divjadjo v njenem življenjskem prostoru navedeno uravnavanje zatečenega ravnovesja med divjadjo in njenim okoljem, in dejstva, da si pojem usklajenosti divjadi in njenega okolja različni deležniki predstavljajo različno.

Uspešnost sistema upravljanja divjadi torej ni odvisna od administrativne ureditve lovstva (ali je divjad državna last ali nikogaršnja, ali je lovna pravica pritiklina zemljišča ali je državna), temveč od ukrepov, ki jih tekom upravljanja divjadi izvajamo. Obseg in vrsta izvedenih ukrepov pa sta odvisna od uravnoteženosti odnosov med deležniki, na kar pa tudi prej omenjena ureditev posredno vpliva. To v bistvu pomeni, da so vse oblike upravljaljskih sistemov, ki se trenutno v Evropi pojavljajo, če se zavedamo njihovih lastnosti in jih pravilno usmerjamo, lahko uspešne. Naloga koordinatorjev sistema je, da so absolutno nevtralni, še posebej v sistemih z dolgo relacijo med lastniki zemljišč in upravljavci lovišč in kjer njihove odločitve ne temeljijo na zanesljivih neodvisnih monitoringih.

Z navedenimi spoznanji v celoti potrjujemo prvo hipotezo.

8.2 KAZALNIKI KONTROLNE METODE

Za Slovenijo na eni strani ugotavljamo zelo velik napredek pri praktični uporabi kontrolne metode, na drugi strani pa pomanjkanje ustreznega monitoringa in ustrezno oblikovanih kazalnikov za spremljanje stanja in sprememb v ekosistemi, še posebej pa kazalnikov, na podlagi katerih bi lahko oblikovali cilje upravljanja s parkljarji.

Monitoring mora biti oblikovan tako, da družba oz. država v njenem imenu obvladuje položaj neodvisno od upravljavcev lovišč in lastnikov zemljišč, sploh če naj opravlja vlogo usposobljenega koordinatorja. To je toliko bolj pomembno v okoljih, kjer je administrativna relacija med lastniki zemljišč in koristniki lovne pravice daljša. Če

želimo, da bomo z monitoringom celostno spremljali upravljane populacije in njihovo okolje, morajo kazalniki pokrivati področja velikosti populacije, stanja populacije, stanja okolja in stanja usklajenosti populacije z okoljem (Morellet in sod., 2007). Pri tem moramo paziti, ker niso vsi kazalniki enako primerni za vse živalske vrste in so le nekateri primerni za oblikovanje ciljev upravljanja na njihovi podlagi.

Monitoring naj bo torej oblikovan tako, da bo celovito obravnaval upravljane populacije, na njegovi podlagi pridobljeni podatki pa bodo dovolj zanesljivi za sprejemanje potrebnih odločitev. Monitoring mora biti stroškovno učinkovit in mora zagotavljati obvladovanje tveganja za napake pri meritvah. Primerjava oblikovanih potencialnih kazalnikov in v Sloveniji že uporabljenih kazalnikov kaže, da nabor uporabljenih kazalnikov v Sloveniji ni optimalen, prav tako pa tudi ni optimalna uporaba uporabljenih kazalnikov, saj nimamo npr. kazalnikov, na podlagi katerih bi določali cilje upravljanja s populacijami. Iz poskusa numerične primerjave izhaja, da kazalniki pri različnih gostotah populacij reagirajo različno. Niso vsi enako primerni za vse živalske vrste.

Predlagane rešitve, ki so izvedene na podlagi primerjave načrtovanja upravljanja s parkljarji v Evropi, potrjujejo našo prvo hipotezo, da je na podlagi preučevanja in primerjave teh procesov v Evropi mogoče priti do spoznanj, kako še izboljšati načrtovanje upravljanja divjadi v Sloveniji. Z ustvarjenimi pregledi in opredelitvijo ključnih korakov potrjujemo prvo hipotezo tudi v delu o obstoju takih ključnih korakov, ki so primerljivi med državami oz. so pravzaprav sestavina vsakega procesa upravljanja divjadi, le da so različno formalizirani.

Primerjava izbranih in podrobno obravnavanih kazalnikov s trenutno uporabljanimi kazalniki v Sloveniji (Preglednica 1) potrjuje tudi našo drugo hipotezo v delu o naboru kazalnikov.

Drugo hipotezo v delu o uporabnosti kazalnikov za različne živalske vrste potrjujemo z ugotovitvijo, da individualne lastnosti vrst parkljaste divjadi vplivajo na uporabnost kazalnikov, kar se odraža v predlaganem naboru kazalnikov za monitoring. Nekateri obravnavni kazalniki (prirastek populacije, indeks obledvične tolšče, tolščavost mozga stegenice, objedenost nekaterih vrst gozdnega mladja) se na spremembe gostote odzivajo nelinearno, čeprav je med obravnavnimi znaki kar 88 % ugotovljenih odvisnosti linearnih. Vprašanje je, koliko k visokemu deležu linearnih povezav prispevajo ozki intervali raziskovanih gostot. Čim krajši del intervala spremembe gostote od 0 do k raziskava obravnava, večja je verjetnost, da bo ugotovljena linearna odvisnost. Kar pa še ne pomeni, da na intervalu od 0 do k odvisnost ni linearna. Izrazito konveksen odziv na celotnem intervalu spremembe gostote od 0 do k pa pomeni, da kazalnik pri nizkih gostotah malo reagira, česar pa velikokrat ne moremo zaznati. Podobno velja za izrazito konkaven vpliv pri visokih gostotah in za sigmoiden vpliv pri nizkih in visokih gostotah. S tem potrjujemo drugo hipotezo tudi v delu o univerzalnosti kazalnikov za različne gostote populacij.

Za namen spremljanja stanja gostot populacij parkljaste divjadi na podlagi izsledkov raziskav za nadaljnjo obravnavo priporočamo gostoto sledov, kilometrski indeks,

odstrel oz. statistiko odvzema za vrste, za katere je izvajanje odstrela dovolj sproščeno (npr. divji prašič, pogojno jelenjad), prirastek populacije, štetje na transektih in velikost tropa.

Za namen spremljanja stanja kakovosti populacij parkljaste divjadi na podlagi izsledkov raziskav za nadaljnjo obravnavo priporočamo delež s patogenimi organizmi napadenih živali, dolžino noge, obseg prsnega koša, plodnost, telesno maso, tolščavost, velikost čeljustnice in velikost rogov.

Za namen spremljanja stanja okolja izmed izbranih kazalnikov predlagamo gostoto indikatorskih rastlinskih vrst, razvitost indikatorskih rastlinskih vrst, objedenost gozdnega mladja in tolščavost uplenjenih osebkov.

Za namen spremljanja usklajenosti okolja in populacij divjadi izmed izbranih kazalnikov predlagamo gostoto indikatorskih rastlinskih vrst, objedenost gozdnega mladja, število trkov z vozili in škodo od divjadi.

V okviru projekta »Določitev najbolj primernih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega okolja pri adaptivnem upravljanju« (Ciljni raziskovalni program, Jerina in sod. (2013), katerega del je tudi pričujoče delo, so bili izoblikovani tudi že predlogi za nadaljnjo uporabo kazalnikov pri načrtovanju upravljanja divjadi v Sloveniji. Rezultate povzemamo v nadaljevanju. Razvrščeni so glede na priporočeno uporabo po vrstah parkljarjev. Predlog je poleg na v tej nalogi navedenem pregledu literature oblikovan tudi na podlagi izsledkov raziskav, izvedenih v okviru projekta, in je apliciran neposredno na obstoječi nabor izvajanih kazalnikov v kontrolni metodi v Sloveniji.

Za srnjad predlagamo uporabo kazalnikov telesna masa, masa rogovja, škode, število trkov z vozili in kilometrski indeks ali gostoto sledov (pri tem je potrebno opozoriti, da plodnost srn v sklopu omenjenega projekta avtorji niso proučevali, zato se na podlagi domačih rezultatov do tega kazalnika še ne moremo opredeliti; raziskave plodnosti in oplojenosti srn so se namreč v Sloveniji začele šele leta 2013; glej Flajšman in sod., 2014). **Kazalnik telesna masa** je namenjen spremljanju kakovosti populacije in presoji uspešnosti upravljanja. Spremlja se ga na znakih telesna masa mladičev, telesna masa lanščakov in telesna masa mladice. V procesu izvedbe kazalnika je treba izboljšati natančnost merjenja ter upoštevanje vplivov snežnih padavin in gozdnega obroda pri interpretaciji podatkov.

Kazalnik masa rogovja je namenjen spremljanju kakovosti populacije in presoji uspešnosti upravljanja. Spremlja se ga na znaku masa rogovja srnjakov, starih dve in več let. V procesu izvedbe kazalnika je treba več pozornosti nameniti pravilnemu žaganju trofej in vlažnosti trofej ob tehtanju. Prav tako je treba izboljšati upoštevanje vplivov število sončnih dni v času rasti rogovja in gozdnega obroda pri interpretaciji podatkov. Kazalnika masa trofej zaradi nizke konsistentnosti na podlagi pregleda literature nismo predlagali za nadaljnjo obravnavo. Kljub temu priporočamo njegovo ohranitev v načrtovanju upravljanja divjadi, ker se je v raziskavi, izvedeni v okviru

zgoraj navedenega projekta, izkazal za telesni masi enakovrednega. Njegova uporaba je namenjena predvsem spremljanju doseganja cilja tržno zanimivih trofejev.

Kazalnik škode je namenjen določanju zgornje meje gostote populacije na določenih območjih (npr. kjer je prisotno vinogradništvo) v primerjavi z ekonomsko kapaciteto okolja. Kazalnik se spremlja na znaku škode na kmetijskih kulturah v EUR. V procesu izvedbe kazalnika je treba izboljšati zanesljivost evidentiranja škod in standardizirati letne vrednosti v EUR glede na povprečne cene kultur pri interpretaciji podatkov.

Kazalnik število trkov z vozili je namenjen določanju zgornje meje gostote populacije. Kazalnik se spremlja na znaku pogostost povozov (živali, ki poginejo zaradi trka z motornim vozilom), kjer se podatek o številu povozov izrazi na leto in na lovišče oz. lovsko upravljavsko območje. Pri interpretaciji podatkov je smiselno določiti okvirno še sprejemljivo mejo, izraženo v absolutnem številu povozov ali deležu povozov v odvzemu.

Kazalnika kilometrski indeks ali gostota sledov priporočamo kot alternativo (za uvedbo eden ali drugi). Kazalnika sta namenjena za zaznavanje sprememb gostot populacij. Kilometrski indeks se spremlja na znaku število opaženih živali na km transeka, kazalnik gostota sledov pa na številu kupčkov iztrebkov.

Za jelenjad predlagamo uporabo kazalnikov telesna masa, masa rogovja, objedenost gozdnega mladja in škode. **Kazalnik telesna masa** je namenjen zaznavanju sprememb gostote populacije, spremljanju kakovosti populacije in presoji uspešnosti upravljanja. Spremlja se ga na znakih telesna masa telet, telesna masa lanščakov in telesna masa junic. V procesu izvedbe kazalnika je treba izboljšati natančnost merjenja ter upoštevanje vplivov suš, zimskih temperatur in gozdnega obroda pri interpretaciji podatkov.

Kazalnik masa rogovja je namenjen zaznavanju sprememb gostote populacije, spremljanju kakovosti populacije in presoji uspešnosti upravljanja. Spremlja se ga na znaku masa rogovja jelenov, starih dve do štiri leta, in masa rogovja jelenov, starih pet in več let. Kazalnika masa trofej zaradi nizke konsistentnosti na podlagi pregleda literature nismo predlagali za nadaljnjo obravnavo. Kljub temu priporočamo njegovo ohranitev v načrtovanju upravljanja divjadi, ker se je v raziskavi, izvedeni v okviru zgoraj navedenega projekta, izkazal za telesni masi enakovrednega. Njegova uporaba je namenjena predvsem spremljanju doseganja cilja tržno zanimivih trofejev.

Kazalnik objedenost je namenjen določanju zgornje meje gostote populacije in zaznavanju sprememb gostote populacije. Spremlja se ga na objedenosti gozdnega mladja, in sicer na objedenosti bukve, hrastov in ostalih trdih listavcev. V procesu izvedbe kazalnika priporočamo pogostejšo izvedbo, in sicer vsaj vsako drugo leto.

Kazalnik škode je namenjen določanju zgornje meje populacije na določenih (kmetijskih) območjih glede na ekonomsko nosilno zmogljivost okolja in zaznavanju sprememb gostote populacije. Kazalnik se spremlja na znaku škode na kmetijskih kulturah v EUR. V procesu izvedbe kazalnika je treba izboljšati zanesljivost evidentiranja

škod in standardizirati letne vrednosti v EUR glede na povprečne cene kultur pri interpretaciji podatkov.

Za divjega prašiča predlagamo uporabo kazalnikov telesna masa, plodnost in škode.

Kazalnik telesna masa je namenjen napovedovanju prirastka v naslednjem letu. Kazalnik se spremlja na znaku telesna masa ozimk, kot pomožno pa lahko tudi telesna masa ostalih kategorij. V procesu izvedbe kazalnika je treba izboljšati natančnost merjenja telesnih mas.

Kazalnik plodnost je namenjena napovedovanju prirastka v naslednjem letu in zaznavanju sprememb gostote populacije. Spremlja se ga na znaku oplojenosti samic vseh starostnih kategorij z maso nad 25 kg po iztrebljenju.

Kazalnik škode je namenjen določanju zgornje meje gostote populacije glede na ekonomsko kapaciteto okolja in zaznavanju sprememb v gostoti populacije. Spremljamo ga na znaku škoda na kmetijskih kultura v EUR. V procesu izvedbe kazalnika je treba izboljšati zanesljivost beleženja škod in standardizirati letne vrednosti v EUR glede na povprečne vrednosti kultur.

Za gamsa predlagamo uporabo kazalnikov telesna masa, delež s patogenimi organizmi napadenih osebkov in kilometrski indeks. **Kazalnik telesna masa** je namenjen spremljanju kakovosti populacije in zaznavanju okoljskih sprememb. Spremljamo ga na znakih telesna masa mladičev in telesna masa enoletnih osebkov. V procesu izvajanja kazalnika je treba izboljšati natančnost merjenja telesnih mas.

Kazalnik delež s patogenimi organizmi napadenih osebkov je namenjen določanju zgornje meje gostote populacije. Spremljamo ga na znaku delež garjavih osebkov v odvzemu. V procesu spremljave kazalnika je treba izboljšati beleženje garjavih osebkov tako, da se bo garjavost beležilo tudi za odstreljene živali.

Kazalnik kilometrski indeks je namenjen zaznavanju sprememb gostote populacij. Spremlja se ga na znaku število opaženih živali na km transeka.

9 POVZETEK (SUMMARY)

9.1 POVZETEK

Pričujoča raziskava obravnava načrtovanje upravljanja z divjadjo v Sloveniji in Evropi, uporabo kontrolne metode (v svetu pogostejše imenovane adaptivno upravljanje oz. ang. *adaptive management*) pri upravljanju divjadi v Sloveniji in kazalnike, ki se jih oz. bi se jih lahko uporabljalo. Namen raziskave je bil iz objavljenih virov pridobiti podatke o načrtovanju upravljanja z divjadjo v Evropi in Sloveniji ter identificirati skupne ključne momente in na podlagi teh ugotoviti, ali je mogoče iz raznolike evropske prakse pridobiti znanja za izboljšane načrtovanja upravljanja z divjadjo v Sloveniji. V drugem delu raziskave smo želeli na podlagi pregleda objavljenih raziskav oblikovati potencialne kazalnike kontrolne metode, ki bi jih bilo smotrno uporabljati pri upravljanju z divjadjo.

Raziskavo smo izvedli z iskanjem in pregledovanjem objavljene literature, sistematičnim urejanjem in razvrščanjem najdenih za raziskavo pomembnih zapisov ter izvedbo presoje in sintezo zaključkov glede na postavljene hipoteze raziskave. Raziskovali smo (1) z iskanjem literature po vzajemni bibliografsko-kataložni bazi podatkov slovenskih knjižnic, (2) z iskanjem po elektronskem viru znanstvene literature *Web of Science*, (3) s pregledovanjem citiranih virov in (4) z iskanjem po svetovnem spletu.

V prvem delu raziskave smo na podlagi najdenih virov oblikovali pregled načrtovanja upravljanja parkljarjev za tiste evropske države, za katere smo to lahko opredelili iz obstoječih objav. Pregled smo osnovali na podlagi elementov načrtovanja upravljanja parkljarjev in korakov upravljaljskih procesov, ki so pomembni z vidika primerjave s kontrolno metodo, ki jo uporabljamo v Sloveniji. Zajeli smo predvsem podatke o administrativnih določilih, pomembnih za načrtovanje upravljanja divjadi, o načinih spremljanja stanja populacij parkljarjev, načinih določanja ukrepov v populacijah in druge informacije, iz katerih je bilo mogoče sklepati na potek upravljanja s parkljarji v posameznih državah. Na podlagi tako pripravljenega pregleda smo izvedli primerjavo s kontrolno metodo in na podlagi praks v drugih državah poskusili najti njihove prednosti in slabosti načrtovanja upravljanja z divjadjo v Sloveniji.

V drugem delu raziskave smo na podlagi najdenih virov oblikovali pregled v odvisnosti od gostote populacije preučevanih znakov in na podlagi tega pregled potencialnih kazalnikov kontrolne metode. Osredotočili smo se na raziskave, izvedene na parkljarjih, ki izvirajo iz severne poloble s poudarkom na Evropi, Severni Ameriki in Japonski, ne glede na kraj raziskave in na (ne)avtohtonost vrst v proučevanih državah. Upoštevali smo navedbe, kjer je bila v članku jasno navedena obravnava odvisnosti pojava od gostote populacije. V pregledu smo navedli vir, živalsko vrsto, kraj raziskave, preučevan znak, oblikovan kazalnik in odvisnost od gostote. V iskanju znakov, primernih za kazalnike v kontrolni metodi, smo le-te obravnavali po skupinah znakov (npr. biokemijski znaki, bolezni, telesna masa, smrtnost, reprodukcija, velikost skeleta,

indeks objedenosti itd.) in nato na podlagi njihove odvisnosti od gostote, primerljivosti načinov zbiranja podatkov in primerljivosti podatkov oblikovali potencialne kazalnike kontrolne metode. Za tako oblikovane potencialne kazalnike smo opravili presojo ustreznosti kazalnika za kontrolno metodo in njegove praktične uporabnosti. Pri tem smo navedli/opredelili: (1) opis in raziskanost potencialnega kazalnika, (2) način spremljanja, (3) njihovo odvisnost od gostote, (4) možne vplive zunanjih dejavnikov, (5) prednosti in slabosti ter (6) uporabnost za Slovenijo.

Končni izbor kazalnikov za nadaljnjo obravnavo smo oblikovali na podlagi pregledanih znanstvenih raziskav in iz teh ugotovljene konsistentnosti (predstavlja delež pričakovanih ugotovitev od števila vseh izvedenih statističnih testov), skupnega števila izvedenih statističnih testov in ocene praktične uporabnosti kazalnikov (predstavlja opredelitev glede zahtevnosti zbiranja podatkov, stroškov izvajanja, obvladovanj tveganj za prirejanje podatkov in obstoja ustreznih pogojev za izvedbo posameznega kazalnika v Sloveniji).

Primerjava načrtovanja upravljanja s parkljarji med obravnavanimi evropskimi državami kaže na veliko raznolikost. Kot ključne elemente upravljanja parkljarjev opredeljujemo tudi prisotnost in pogostost posameznih vrst parkljaste divjadi in administrativno okolje, ki nista stvar načrtovanja upravljanja z divjadjo, a postavljata temelje zanj. V okviru načrtovanja upravljanja z divjadjo pa so ključni monitoring (katere podate se zbira in na kakšen način), kakšno problematiko rešujemo (škode od divjadi, ohranitev vrst) ter kdo in kako določa ukrepe v populacijah, pri čemer je še posebej pomembno, kako so pri tem zastopani različni interesi. Uspešnost sistema upravljanja je odvisna predvsem od vrste in obsega izvedenih ukrepov v populacijah, od administrativne ureditve pa le toliko, kolikor omogoča oz. ovira sprejetje in izvedbo le-teh.

Administrativno okolje, kot ga poznamo v Sloveniji, spada med okolja z najdaljšo relacijo med koristniki lovne pravice in lastniki zemljišč. Torej deležniki, ki so z vidika učinka upravljanja parkljarjev nanje najbolj občutljivi. Slabša stran take ureditve v primerjavi z ureditvijo, kjer lovna pravica pripada lastniku zemljišča, je, da so problemi s škodami od divjadi močnejše izraženi. Dobra stran pa je predvsem ta (in ta postaja v sodobni družbi vedno bolj pomembna), da je v takem okolju bistveno lažje uveljavljati javni interes. Načrtovalci oz. koordinatorji načrtovanja upravljanja divjadi v takem sistemu morajo imeti široko zanje in nosijo veliko odgovornost.

Izmed skupaj najdenih testiranih 649 znakov na 23 živalskih vrstah smo oblikovali 43 potencialnih kazalnikov, izmed katerih smo jih izbrali 19 za nadaljnjo obravnavo z vidika raziskanosti, konsistentnosti in praktične uporabnosti. Detajlno smo obravnavali kazalnike velikost čeljustnice, telesno maso, velikost rogov, odstrel, število trkov z vozili, objedenost, razvitost indikatorskih vrst, gostoto indikatorskih vrst, velikost tropa, obseg prsnega koša, štetje na transektih, kilometrski indeks, škodo, dolžino noge, gostoto sledov, tolščavost, delež napadenih živali, plodnost in breme patogenih organizmov.

Na podlagi izsledkov iz raziskav za nadaljnjo obravnavo priporočamo: (1) za namen spremljanja stanja gostot populacij parkljaste divjadi gostoto sledov, kilometrski indeks, odstrel oz. statistiko odvzema, prirastek populacije, štetje na transektih in velikost tropa; (2) za namen spremljanja stanja kakovosti populacij parkljaste divjadi kazalnike delež s patogenimi organizmi napadenih živali, dolžino noge, obseg prsnega koša, plodnost, telesno maso, tolščavost, velikost čeljustnice in velikost rogov; (3) za namen spremljanja stanja okolja kazalnike gostoto indikatorskih rastlinskih vrst, razvitost indikatorskih rastlinskih vrst, objedenost gozdnega mladja in tolščavost uplenjenih osebkov; (4) za namen spremljanja usklajenosti okolja in populacij divjadi kazalnike gostota indikatorskih rastlinskih vrst, objedenost gozdnega mladja, število trkov z vozili in škodo od divjadi.

Na podlagi izsledkov iz tujih raziskav (pregled, opravljen v sklopu pričujočega magistrskega dela) in domačih ugotovitev, pridobljenih v okviru omenjenega raziskovalnega projekta, predlagamo za uporabo: (1) za srnjad kazalnike telesna masa, masa rogovja, škode, število trkov z vozili in kilometrski indeks ali štetje kupčkov iztrebkov; (2) za jelenjad kazalnike telesna masa, masa rogovja, objedenost gozdnega mladja in škode; (3) za divjega prašiča kazalnike telesna masa, plodnost in škode na kmetijskih kulturah; (4) za gamsa kazalnike telesna masa, delež s patogenimi organizmi napadenih osebkov in kilometrski indeks.

9.2 SUMMARY

We researched the principles of game management planning in Slovenia and other European countries, the practical use of adaptive management for game management in Slovenia, and the ecological indicators that are, or could be, applied in this practise. The aim of the research was to obtain information about the planning of game management in other European countries and Slovenia, and to find the common key points. We wish to learn more, if possible, get some extra knowledge this way, to better understand and improve our ungulate management system in Slovenia. In the second part of the research, we suggest a list of ecological indicators which could be useful in adaptive game management system.

We made both analyses by studying scientific literature –we carried out Meta - analysis. We looked for papers important for our research by searching through Slovenian libraries, the Web of Science, quotations of important papers, and the world web.

In the first part of the study, we made an overview of ungulates management planning systems in European countries, based on existing scientific papers. Overview was founded on the basis of planning elements and the steps of management processes, which are important for comparison with the adaptive management usually applied in Slovenia. We mainly analysed the data of administrative provisions that are relevant for game management planning, the data about ungulate censuses and other monitoring, the data about decision making in game management system, and data about game management success. Based on such review, we prepared a comparison with the adaptive management used in Slovenia. On the basis of the practices in other European

countries, we tried to find out the advantages and weaknesses of game management planning in Slovenia.

In the second part of the study we prepared a proposal of potential biological indicators for adaptive management based on scientific papers, which deals with density dependent factors in game populations. We focused on the researches conducted in wild ungulates originating from the northern hemisphere, especially those from Europe, North America and Japan, irrespective of the location of research and ungulates that are living in Europe, North America and Japan - also populated. We include the references where it was clearly stated that it deals with the density dependence of the population. In the review we listed the sources, species, research location, studied statistical signs, proposed biological indicators and their relation to population density. When we searched for statistical signs suitable for biological indicators for the adaptive management, we discussed them by groups of characters (for example, biochemical signs, disease, body weight, mortality, reproduction, skeletal size, browsing index, etc.). In further grouping of statistical signs and ecological indicators we considered their density dependence (positive or negative, shape of dependence), the ways of data collection and possibilities for standardised data analysis. Thus we designed potential ecological indicators that were tested for usefulness and practical use in adaptive management. Among the results, we stated (1) the description and number of researches that deal with it, (2) the method of data collection, (3) their density dependence, (4) we indicated the potential impacts of no-goal variables, (5) indicated their strengths and weaknesses, and (6) defined their usefulness for Slovenia.

The final selection of ecological indicators for further consideration were made on the basis of the reviewed scientific research and calculated consistency (represent the rate of the expected density dependence from the whole number of statistical tests considered), the total number of statistical tests performed, and assessment of the practical usefulness of indicators (representing definitions regarding the complexity of the data collection, implementation costs, risk for bias and deliberate data modification among data collection and the existence of appropriate conditions for the implementation of each indicator in Slovenia).

Comparison of ungulate management planning system in other European countries shows great diversity. As key elements we define, among others, the presence and abundance of certain ungulate species and the administrative environment, which are not a matter of ungulate management planning system, but are, however, its foundation. The most important in the context of wildlife management planning are: monitoring (which kind of data to be collected and how), identifying the problems that we are solving (wildlife crop damage, conservation of game species), and who determines measures in the populations and in what way. Here, it is very important how different stakeholders and their interests are considered. Performance of the management system mainly depends on kind and amount of measures that were really taken in the populations. The administrative environment affects this performance only with its capability to ensure the right measures to be taken.

Administrative environment as known in Slovenia is among the environments with the longest stretch between hunting rights users and land owners, which are the stakeholders who are under the greatest impact of the performance of ungulate management. Long stretch means that some organizations (usually governmental) stand between them. The downside of such administrative system (in comparison with the system where the hunting rights user and the land owner is the same person) is that the crop damage often becomes a quite a substantial problem. On the positive side, such administrative system enables the public interest (which is becoming increasingly important in every day modern society) more easily to be taken into account. Coordinators of game management planning in such system must have broad knowledge, and carry great responsibility.

Out of the total found tested 649 statistical signs on 23 ungulate species, we created 43 potential ecological indicators, of which 19 were selected for further consideration. The criteria were the number of researches for each indicator, consistency of found density dependence, and possibilities for practical application. We discuss the following indicators in detail: mandible size, body mass, antlers length, hunting statistics, number of ungulate – vehicle collisions, browsing index, growth of chosen plants, density of chosen plants, the size of the pack, chest circumference, counting on transects, kilometric index, crop damage, hind foot length, density of traces, fat content, the proportion of animals infected by pathogens, fertility and burden of pathogens.

On the basis of the overview of researches, we propose the following indicators for further procedure. (1) For ungulates density: the density of traces, kilometric index, harvest statistics, population growth rate, transect count and group size. (2) For ungulates: population quality, the rate of pathogens in population, hind foot length, chest size, fertility, body mass, ungulates fatness, mandible size and antler size. (3) For environment: quality of the abundance of indicator plants, growth of indicator plants, browsing index and ungulates fatness. (4) For ungulates - environment relation: the abundance of indicator plants, browsing index, number of ungulate vehicle collisions and crop damage.

On the basis of the overview of the researches and the other reaserch made by Jerina et. al, 2013 we propose the following indicators for the use in Slovenian game management. (1) For roe deer: the body mass, antlers mass, crop damage, and number of roe deer vehicle collisions and kilometric index or pellet group counts. (2) For red deer: the body mass, antler mass, browsing index and crop damage. (3) For wild boar: the body mass (for fertility predicting), fertility and crop damage. (4) For chamois: the body mass, rate of pathogens in population and kilometric index.

VIRI

- Acevedo P., Ruiz–Fonz F., Vicente J., Reyes–Garcia R., Alzaga V., Gortazar C. 2008. Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology*, 276, 1: 37–47.
- Acevedo P., Vicente J., Alzaga V., Gortázar C. 2005. Relationship between bronchopulmonary nematode larvae and relative abundances of Spanish ibex (*Capra pyrenaica hispanica*) from Castilla–La Mancha, Spain. *Journal of Helminthology*, 79: 113–118.
- Acevedo P., Vicente J., Hofle U., Cassinello J., Ruiz–Fons F., Gortazar C., 2007. Estimation of European wild boar relative abundance and aggregation: a novel method in epidemiological risk assessment. *Epidemiology and Infection*, 135, 3: 519–527.
- Adamič M., Jerina K. 2006. Monitoring – integralna sestavina odzivnega upravljanja s populacijami prostoživečih živali. V: Monitoring gospodarjenja z gozdovi in gozdnato krajino. 2006. (Studia forestalia Slovenica – Strokovna in znanstvena dela; št. 127). Hladnik D. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 247–259.
- Adamič M., Jerina K. 2010. Ungulates and their management in Slovenia. V: European Ungulates and their Management in the 21st Century. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 507–526.
- Adamič M., Kotar M. 1983. Analiza gibanja telesne teže rogovja pri jelenjadi in srnjadi v lovišču Jelen–Snežnik v letih 1976–1980. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 22: 5–78.
- Adaptive management. (2010)
http://en.wikipedia.org/wiki/Adaptive_management. (3. 1. 2011)
- Akashi N., Terazawa K. 2005. Bark stripping damage to conifer plantations in relation to the abundance of sika deer in Hokkaido, Japan. *Forest Ecology and Management*, 208: 77–83.
- Akashi N., Unno A., Terazawa K., 2011. Effects of deer abundance on broad–leaf tree seedling establishment in the understory of *Abies sachalinensis* plantations. *Journal of Forest Research*, 16, 6: 500–508.
- Albon S.D., Clutton–Brock T.H., Guinness F.E. 1987: Early development and population dynamics in red deer. II Density independent effect and cohort variation. *Journal of Animal Ecology*, 56: 69–81.
- Albon S.D., Coulson T.N., Brown D., Guinness F.E., Pemberton J.M., Clutton–Brock T.H. 2000. Temporal changes in key factors and key age groups influencing the population dynamics of female red deer. *Journal of Animal Ecology*, 69: 1099–1110.
- Albon S.D., Mitchell B., Staines B.W. 1983b. Fertility and body weight in female red deer: a density–dependent relationship. *Journal of Animal Ecology*, 52: 969–980.
- Albon S.D., Stien A., Irvine R.J., Langvatn R., Ropstad E., Halvorsen O. 2002. The role of parasites in the dynamics of reindeer population. *Proceedings of Royal Society London, B*, 269: 1625–1632.
- Aldous S.E. 1944. A deer browse survey method. *Journal of mammalogy*, 25, 2: 130–136.

- Allan C. 2007. Adaptive management of natural resources. V: Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference. Australian rivers: making a difference. 2007. Wilson A.L., Dehaan R.L., Watts R.J., Page K.J., Bowmer K.H., Curtis A. (eds.). Thurgoona, New South Wales, Charles Sturt University: 6 str.
- Andersen R., Holthe V. 2010. Ungulates and their management in Denmark. V: European Ungulates and their Management in the 21st Century. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 71-68.
- Andersen R., Linnell J.D.C. 1998. Ecological correlates of mortality of roe deer fawns in a predator-free environment. Canadian Journal of Zoology, 76: 1217-1225.
- Andersen R., Linnell J.D.C. 2000. Irruptive potential in roe deer: density-dependent effects on body mass and fertility. Journal of Wildlife Management, 64: 698-706.
- Andersen R., Lund E., Solberg E., Saether B.E. 2010. Ungulates and their management in Norway. V: European Ungulates and their Management in the 21st Century. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 14-36.
- Anderson D.R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. Wildlife Society Bulletin, 29: 1294-1297.
- Anderson D.R. 2003. Response to Engeman: index values rarely constitute reliable information. Wildlife Society Bulletin, 31: 288-291.
- Apollonio M., Andersen R., Putman R. 2010a. European ungulates and their management in 21st century. Cambridge University Press: 604 str.
- Apollonio M., Ciuti S., Pedrotti L., Banti P. 2010b. Ungulates and their management in Italy. V: European Ungulates and their Management in the 21st Century. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 475-406.
- Apollonio M., Putman R., Grignolio S., Bratoš L. 2011. Hunting seasons in relation to biological breeding seasons and implications for the control or regulation of ungulate populations. V: Ungulate management in Europe; problems and practices. 2011. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 80-105.
- Arneberg P. 2002. Host population density and body mass as determinants of species richness in parasite communities: comparative analyses of directly transmitted nematodes of mammals. Ecography, 25: 88-94.
- Arneberg P., Skorping A., Grenfell B., Read A.F. 1998b. Host densities as determinants of abundance in parasite communities. Proceedings of Royal Society London B, 265: 1283-1289.
- Ashley E., McCullough G., Robinson J. 1998. Morphological responses of white-tailed deer to a severe population reduction. Canadian Journal of Zoology, 76: 1-5.
- Azorit C., Analla M., Munoz-Cobo J. 2003. Variation of mandible size in red deer *Cervus elaphus hispanicus* from southern Spain. Acta Theriologica, 48, 2: 221-228.
- Bailey J.A. 1991. Reproductive success in female mountain goats. Canadian Journal of Zoology, 69: 2956-2961.
- Balگووین C.P., Waller D.M. 1995. The use of clintonia-borealis and other indicators to gauge impacts of white-tailed deer on plant-communities in northern Wisconsin, USA. Natural Areas Journal, 15, 4: 308-318.

- Bardsen B.-J., Tveraa T. 2012. Density-dependence vs. density-independence- linking reproductive allocation to population abundance and vegetation greenness. *Journal of Animal Ecology*, 81: 364-376.
- Bartmann R.M., White G.C., Carpenter L. H. 1992. Compensatory mortality in a Colorado mule deer population. *Wildlife Monographs*, 121: 1-39.
- Bele S., Žerjav. 2014. Uporaba avtomatskih snemalnih kamer v loviščih. *Lovec* 97, 10: 504 - 505
- Berube C.H., Festa-Bianchet M., Jorgenson J.T. 1996. Reproductive costs of sons and daughters in Rocky Mountain bighorn sheep. *Behavioral Ecology*, 7: 60-68.
- Bjørneraas K., Solberg E.J., Herfindal I., Sæther B.E., 2009. Large-scale spatiotemporal variation in calf sex ratio in moose (*Alces alces*): an effect of density-dependent decrease in maternal condition? *Canadian Journal of Zoology*, 87, 4: 346-355.
- Blanchard P., Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Jorgenson J.T. 2004. Maternal condition and offspring sex ratio in polygynous ungulates: a case study of bighorn sheep. *Behavioral Ecology*, 16: 274-279.
- Bleier N., Lehoczki R., Ujvary D., Szemethy L., Csanyi S. 2012. Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica*, 57, 4: 351-359.
- Body G., Ferte H., Gaillard J.M., Delorme D., Klein F., Gilot-Fromont E. 2011. Population density and phenotypic attributes influence the level of nematode parasitism in roe deer. *Oecologia*, 167: 635-646.
- Bončina A. 2008. Adaptivno upravljanje z gozdovi: aktualni vidiki in perspektive. *Gozdarski vestnik*, 66, 7-8: 339-347.
- Bonenfant C., Gaillard J. M., Coulson T., Festa-Bianchet M., Loison A., Garel M., Loe L. E., Blanchard P., Pettorelli N., Owen-Smith N., Toit J., Duncan P. 2009. Empirical Evidence of Density-Dependence in Populations of Large Herbivores. *Advances in ecological research*, 41: 313-357.
- Bonenfant C., Gaillard J.M., Loison A., Klein F. 2002. Sex-and age dependent effects of population density on life history traits of red deer (*Cervus elaphus*) in a temperate forest. *Ecography*, 25: 446-458.
- Borkowski J. 2000. Influence of the density of a sika deer population on activity, habitat use, and group size. *Canadian journal of zoology*, 78, 8: 1369-1374.
- Borkowski J., Palmer S.C.F., Borowski Z. 2011. Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? *Acta Theriologica*, 56, 3: 239-253.
- Braza F., San Jose C., Blom A., Cases V., Garcia J.E. 1990. Population parameters of fallow deer at Don˜ana National Park (SW Spain). *Acta Theriologica*, 35: 277-288.
- Capurro A.F., Gatto M., Tosi G. 1997. Delayed and inverse density dependence in a chamois population of the Italian Alps. *Ecography*, 20: 37-47.
- Catchpole E.A., Morgan, B.J.T., Coulson, T.N., Freeman, S.N., Albon, S.D. 2000. Factors influencing Soay sheep survival. *Journal of the royal statistical society series C*, 49: 453-472.
- Cederlund G., Bergqvist J., Kjellander P., Gill R., Gaillard J.M., Boisaubert B., Ballon P., Duncan P. 1998. Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society. V: *The European roe deer: the biology of success*. 1998. Andersen R., Duncan P., Linnell J.D.C. (eds.). Oslo, Scandinavian University Press: 337-372.

- Chevrier T., Saïd S., Widmer O., Hamard J.P., Saint-Andrieux C., Gaillard J.M. 2012. The oak browsing index correlates linearly with roe deer density: a new indicator for deer management? *European Journal of Wildlife Research*, 58, 1: 17–22.
- Choquenot D. 1991. Density-dependent growth, body condition, and demography in feral donkeys: Testing the food hypothesis. *Ecology*, 72: 805–813.
- Clutton– Brock T.H., Albon S.D., Guinness F.E. 1985. Parental investment and sex-differences in juvenile mortality in birds and mammals. *Nature*, 313, 5998: 131–133.
- Clutton– Brock T.H., Albon S.D., Guinness F.E. 1987a. Interactions between population density and maternal characteristics affecting fecundity and juvenile survival in red deer. *Journal of Animal Ecology*, 56: 857–871.
- Clutton– Brock T.H., Major M., Guinness F.E. 1985a. Population Regulation in Male and Female Red Deer. *Journal of Animal Ecology*, 54, 3: 831–846.
- Clutton– Brock T.H., Price O.F., Albon S.D., Jewell P.A. 1991. Persistent instability and population regulation in Soay sheep. *Journal of Animal Ecology*, 60: 593–608.
- Clutton– Brock T.H., Price O.F., Albon S.D., Jewell P.A. 1992. Early development and population fluctuations in Soay sheep, *Journal of Animal Ecology*, 61: 381–396.
- Coughenour M.B., Singer F.J. 1996. Elk population processes in Yellowstone National Park under the policy of natural regulation. *Ecological Applications* 6: 573–593.
- Coulson T., Albon S.D., Guinness F.E., Pemberton J.M., Clutton– Brock, T.H. 1997. Population substructure, local density, and calf winter survival in red deer (*Cervus elaphus*). *Ecology*, 78: 852–863.
- Coulson T.N., Milner–Gulland E.J., Clutton-Brock, T.H. 2000. The relative roles of density and climatic variation on population dynamics and fecundity rates in three contrasting ungulate species. *Proceedings of Royal Society London, B*, 267: 1771–1779.
- Cross P.C., Heisey D.M., Scurlock B.M., Edwards W.H., Ebinger M.R., Brennan A. 2010. Mapping Brucellosis Increases Relative to Elk Density Using Hierarchical Bayesian Models. *PLoS ONE*, 5, 4: e10322.
- Dale V.H., Beyeler S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3–10.
- Debeljak M., Džeroski S., Adamic M. 1999. Interactions among the red deer (*Cervus elaphus*, L.) population, meteorological parameters and new growth of the natural regenerated forest in Snežnik, Slovenia. *Ecological Modelling*, 121: 51–61.
- DeNicola A. J., Williams S. C. 2008. Sharpshooting suburban white-tailed deer reduces deer– vehicle collisions. *Human– Wildlife Conflicts*, 2: 28–33.
- Dougherty S.Q., Bowman J.L. 2012. Estimating sika deer abundance using camera surveys. *Population Ecology*, 54, 2: 357–365.
- Douglas C.L., Leslie D.M. 1986. Influence of weather and density on lamb survival of desert mountain sheep. *Journal of Wildlife Management*, 50: 153–156.
- Dusek G.L., Mackie R.J., Herriges J.D., Compton B.B. 1989. Population ecology of white-tailed deer along the lower Yellowstone River. *Wildlife Monography*, 104: 1–68.
- Dussault C., Poulin M., Courtois R., Ouellet J.P. 2006: Temporal and spatial distribution of moose–vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12: 415–425.
- Dzieciolowski R., Babinska–Werka J., Wasilewski M., Goszczynski J. 1996. Physical condition of red deer in a high density population. *Acta Theriologica*, 41: 93–105.

- Eggeman S. L., Hebblewhite M., Cunningham J., Halmin K. 2009. Fluctuating asymmetry in elk *Cervus elaphus* antlers is unrelated to environmental conditions in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Wildlife Biology*, 15, 3: 299–309.
- Engeman R.M. 2003. More on the need to get the basics right: population indices. *Wildlife Society Bulletin*, 31: 286–288.
- Engeman R.M., Stevens A., Allen J., Dunlap J., Daniel M., Teague D., Constantin B. 2007. Feral swine management for conservation of an imperiled wetland habitat: Florida's vanishing seepage slopes. *Biological Conservation* 134: 440–446.
- Ericsson G., Wallin K. 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. *Wildlife Biology*, 5: 177–185.
- Farrell M.C., Tappe P.A. 2007. County-level factors contributing to deer-vehicle collisions in Arkansas. *Journal of Wildlife Management*, 71: 2727–2731.
- Ferguson S.H., Bisset A.R., Messier F. 2000. The influences of density on growth and reproduction in moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, 6: 31–39.
- Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Cote S.D. 2003. Variable age structure and apparent density dependence in survival of adult ungulates. *Journal of Animal Ecology*, 72: 640–649.
- Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Jorgenson J.T. 1998. Mass and density-dependent reproductive success and reproductive costs in a capital breeder. *American Naturalist*, 152: 367–79.
- Flajšman K., Jelenko I., Pokorny B. 2014. Razmnoževalni potencial srnjadi v Sloveniji. *Lovec* 97, 7-8: 360 – 366.
- Flajšman K., Jelenko I., Poličnik H., Pokorny B. 2013. Razmnoževalni potencial evropske srne (*Capreolus capreolus* L.): pregled najpomembnejših vplivnih dejavnikov. *Acta Silvae et Ligni*, 102: 1 – 20.
- Focardi S., Montanaro P., Isotti R., Ronchi F., Scacco M., Calmanti R. 2005. Distance sampling effectively monitored a declining population of Italian roe deer *Capreolus capreolus italicus*. *Oryx*, 39: 421–428.
- Focardi S., Pelliccioni E.R., Petrucco R., Toso S. 2002: Spatial patterns and density-dependence in the dynamics of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in Central Italy. *Oecologia*, 130: 411–418.
- Forchhammer M.C., Clutton-Brock T.H., Lindstrom J., Albon S.D: 2001. Climate and population density induce long-term cohort variation in a northern ungulate. *Journal of Animal Ecology*, 70: 721–729.
- Forsyth D.M., Barker R.J., Morriss G., Scroggie M.P. 2007. Modeling the relationship between fecal pellet indices and deer density. *Journal of Wildlife Management*, 71, 5: 1545–1554.
- Franzetti B., Ronchi F., Marini F., Scacco M., Calmanti R., Calabrese A., Aragno P., Montanaro P. Focardi S. 2012. Nocturnal line transect sampling of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean forest: long-term comparison with capture-mark-resight population estimates. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 2: 385–402.
- Gaillard J.M., Boutin J.M., Delorme D., Van Laere G., Duncan P., Lebreton J.D. 1997a. Early survival in roe deer: causes and consequences of cohort variation in two contrasted populations. *Oecologia*, 112: 502–513.
- Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Laere G. V., Boisaubert B., Pradel R. 1993a. Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology*, 62: 778–791.

- Gaillard J.M., Delorme D., Boutin J.M., Van Laere G., Boisaubert B. 1996. Body mass of roe deer fawns during winter in two contrasting populations. *Journal of Wildlife Management*, 60: 29–36.
- Gaillard J.M., Duncan P., Van Wieren S.E., Loison A., Klein F., Maillard D. 2008a. Managing Large Herbivores in Theory and Practice: Is the Game the Same for Browsing and Grazing Species? In: Gordon I.J., Prins H.H.T. 2008. *The Ecology of Browsing and Grazing*. Ecological Studies 195: 293–307.
- Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Kjellander P., Pettorelli N., Bonenfant C., Van Moorter B., Liberg O., Andren H., Van Laere G., Klein F., Angibault J.M., Coulon A., Vanpe C. 2008b. Population density and sex do not influence fine-scale natal dispersal in roe deer. *Proceedings of the Royal Society B*, 275, 1646: 2025–2030.
- Garel M., Bonenfant C., Hamann J.-L., Klein F., Gaillard J.-M. 2010b. Are abundance indices derived from spotlight counts reliable to monitor red deer *Cervus elaphus* populations? *Wildlife Biology*, 16: 77–84.
- Garel M., Gaillard J.M., Chevrier T., Michallet J., Delorme D., Van Laere G. 2010a. Testing Reliability of Body Size Measurements Using Hind Foot Length in Roe Deer. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 1382–1386.
- Garel M., Gaillard J.-M., Jullien J.-M., Dubray D., Maillard D., Loison A. 2011. Population abundance and early spring conditions determine variation in body mass of juvenile chamois. *Journal of Mammalogy*, 92, 5: 1112–1117.
- Gašperšič F. 1997. Gozdnogospdarsko načrtovanje v sonaravnem ravnanju z gozdovi. Ljubljana, Biotehniška Fakulteta, Oddelek za gozdarstvo: 417 str.
- Gašperšič F. 2006. Osnove upravljanja gozdnih ekosistemov. Kontrolna metoda. V: Osnove upravljanja gozdnih ekosistemov. Kontrolna metoda. 2006. (Strokovna in znanstvena dela, 128). Gašperšič F., Bončina A. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 170 str.
- Geisser H., Reyer H.U. 2004. Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *Journal of Wildlife Management*, 68: 939–946.
- Geisser H., Reyer H.U. 2005. The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *Journal of zoology*, 267: 89–96.
- George L., Macpherson J.L., Balmforth Z., Bright P.W. 2011. Using the dead to monitor the living: can road kill counts detect trends in mammal abundance? *Applied Ecology and Environmental Research*, 9, 1: 27–41.
- Gibbs J.P., Snell H.L., Causton C.E. 1999. Effective monitoring for adaptive wildlife management: lessons from the Galapagos Islands. *Journal of the Wildlife Management*, 63, 4: 1055–1065.
- Gilbert B.G., Raedeke K.J. 2004. Recruitment dynamics of black-tailed deer in the western cascades. *Journal of Wildlife Management*, 68 1: 120–128.
- Gill R.M.A., Morgan G. 2010. The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain. *Forestry*, 83, 1: 53–63.
- Gill R.M.A., Thomas M.L., Stocker D. 1997. The Use of Portable Thermal Imaging for Estimating Deer Population Density in Forest Habitats. *Journal of Applied Ecology*, 34, 5: 1273–1286.
- Gkritza K., Baird M., Hans Z.N. 2010. Deer-vehicle collisions, deer density, and land use in Iowa's urban deer herd management zones. *Accident Analysis and Prevention*, 42: 1916–1925.

- Gonter P., Kotar M., Adamič M. 2007. Škoda od parkljaste divjadi v kmetijskem prostoru na območju Gojitvenega lovišča Kompas–Peskovci na Goričkem. *Gozdarski Vestnik*, 65, 4: 187–201.
- Gortazar C., Acevedo P., Ruiz–Fons F., Vicente J. 2006. Disease risks and overabundance of game species. *European journal of wildlife research*, 52, 2: 81–87.
- Guinness F.E., Clutton–Brock T.H., Albon S.D. 1978. Factors affecting calf mortality in red deer.–*Journal of Animal Ecology*, 47: 817–832.
- Hafner M. 2004. Morfološki kazalci rasti in razvoja navadnega jelena (*Cervus elaphus* L.) v dveh različnih območjih v Sloveniji. *Gozdarski vestnik* 62, 5/6: 243–259.
- Helle T., Kojola I. 2008. Demographics in an alpine reindeer herd: effects of density and winter weather. *Ecography*, 31: 221–230.
- Herrero J., Garcia–Serrano A., Garcia–Gonzales R. 2008. Reproductive and demographic parameters in two Iberian wild boar *Sus scrofa* populations. *Acta Theriologica*, 53, 4: 355–364.
- Hewison A.J.M., Angibault J.M., Bideau E., Vincent J.P., Boutin J., Sempere A. 1996a. Annual variation in body composition of roe deer (*Capreolus capreolus*) in moderate environmental conditions. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 2: 245–253.
- Hewison A.J.M., Gaillard J.M., Angibault J. M., Van Laere G., Vincent J.P. 2002. The influence of density on post–weaning growth in roe deer *Capreolus capreolus* fawns. *Journal of Zoology*, 257: 303–309.
- Hewison A.J.M., Vincent J. P., Bideau E., Angibault J. M., Putman R. J. 1996b. Variation in cohort mandible size as an index of roe deer (*Capreolus capreolus*) densities and population trends. *Journal of Zoology*, 239: 573–581.
- Hjeljord O., Histol T. 1999. Range–body mass interactions of a northern ungulate—a test of hypothesis. *Oecologia*, 119: 326–339.
- Holand Ø. 1992b. Fat indices versus ingesta–free body fat in European roe deer. *Journal of Wildlife Management*, 56: 241–245.
- Holmstad P. R., Hudson P. J., Skorping A. 2005. The influence of a parasite community on the dynamics of a host population: a longitudinal study on willow ptarmigan and their parasites. *Oikos*, 111: 377–391.
- Hornberg S. 2001. Changes in population density of moose (*Alces alces*) and damage to forests in Sweden. *Forest ecology and management*, 149, 1–3: 141–151.
- Horsley S.B., Stout S.L., DeCalesta D.S. 2003. White–tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications*, 13, 1: 98–118.
- Hothorn T., Brandl R., Mueller J. 2012. Large–Scale Model–Based Assessment of Deer– Vehicle Collision Risk. *PLoS ONE*, 7, 2: Article Number: e29510,doi: 10.1371/journal.pone.0029510: 10 str.
- Houston D.B., Stevens V. 1988. Resource limitation in mountain goats: A test by experimental cropping. *Canadian Journal of Zoology*, 66: 228–238.
- Høye T.T., Forchhammer M.C. 2006. Early developed section of the jaw as an index of prenatal growth conditions in adult roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology* 12: 71–76.
- Hussain A., Armstrong J.B., Brown D.B., Hogland J. 2007. Land–use pattern, urbanization, and deer–vehicle collisions in Alabama. *Human–Wildlife Conflicts* 1:89–96.

- Imesch–Bebie N., Gander H., Schnidrig–Petrig R. 2010. Ungulates and their management in Switzerland. V: European Ungulates and their Management in the 21st Century. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 357–391.
- Imperio S., Ferrante M., Grignetti A., Santini G., Focardi S. 2010. Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? *Wildlife Biology*, 16, 2: 205–214.
- Jahn L. R. 1959. Highway mortality as an index of deer population change. *Journal of Wildlife Management*, 23: 187–196.
- Jelenko I., Flajšman K., Marolt J., Jerina K., Stergar M., Pokorny B. 2013. Oplojenost prostoživečih parkljarjev. Velenje, ERICo: 64 str.
- Jerina K. 2006a. Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev divjega prašiča (*Sus scrofa L.*) v Sloveniji. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 81: 3–20.
- Jerina K. 2007. Vplivi zgradbe habitata na telesno maso jelenjadi (*Cervus elaphus*). *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 82: 3–13.
- Jerina K., Diaci J., Adamič M. 2008. Zaključno poročilo o rezultatih opravljenega raziskovalnega dela na projektu v okviru ciljnega raziskovalnega programa (CRP) »konkurenčnost Slovenije 2006–2013.« Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 30 str.
- Jerina K., Pokorny B. 2011. Določitev najbolj primernih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega okolja pri adaptivnem upravljanju. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 30 str.
- Jerina K., Stergar M., Pokorny B., Jelenko I., Miklavčič V., Bartol M., Marolt J. 2013. Določitev najbolj pomembnih kazalnikov za spremljanje stanja populacij divjadi in njihovega okolja pri adaptivnem upravljanju. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 54 str.
- Johnson F.A., Williams B.K. 1999. Protocol and practice in the adaptive management of waterfowl harvests. *Conservation Ecology*, 3, 1: 8 str.
<http://www.consecol.org/vol3/iss1/art8/> (4. 1. 2011)
- Jonozovič M., Marenče M., Matijašič D., Pisek R., Poljanec A., Veselič Ž. 2012. Gozdnogospodarski in lovsko upravljavski načrti območij za obdobje 2011 – 2012; povzetek za Slovenijo. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 108 str.
- Jorgenson J.T., Festa–Bianchet M., Gaillard J.M., Wishart W.D. 1997. Effects of age, sex, disease, and density on survival of bighorn sheep. *Ecology*, 78:1019–1032.
- Jorgenson J.T., Festa–Bianchet M., Lucherini M., Wishart W.D. 1993. Effects of body size, population density, and maternal characteristics on age at first reproduction in bighorn ewes.–*Canadian Journal of Zoology*, 71: 2509–2517.
- Jorgenson J.T., Festa–Bianchet M., Wishart W. D. 1998. Effects of population density on horn development in bighorn rams. *Journal of Wildlife Management*, 62: 1011–1020.
- Joyce T.L., Mahoney S.P. 2001. Spatial and temporal distributions of moose vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 281–291.
- Kaji K., Koizumi T., Ohtaishi N. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriologica*, 33: 187–208.

- Kaji K., Saitoh T., Uno H., Matsuda H., Yamamura K. 2010. Adaptive management of sika deer populations in Hokkaido, Japan: theory and practice. *Population Ecology*, 52, 3: 373–387.
- Kamler J., Homolka M., Barančková M., Krojerová-Prokešová J. 2010. Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species. *European Journal of Forest Research*, 129: 155–162.
- Kavčič I., Pokorný B., Jerina K. 2010. Pregled metod štetja kupčkov iztrebkov za ocenjevanje številčnosti rastlinojedih parklarjev. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 91: 31–42.
- Keuling O., Herbst C., Passon C., Eversmann N., Reinke H., Erdtmann D. 2014. Wild boar in focus – testing fototrapas as an universal tool for estimating wild boar densities in EU. V: Deseti mednarodni kongres o divjem prašiču. Velenje, 1.-5. sept. 2014. 2014. Poličnik H., Pokorný B. (Ur.). Velenje, ERICo: 125 str.
- Keyser P.D., Guynn D.C.Jr., Hill H.S.Jr. 2005a. Density-Dependent Recruitment Patterns in White-Tailed Deer. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 1: 222–232.
- Keyser P.D., Guynn D.C.Jr., Hill H.S.Jr., Knox W.M. 2006. Relative Density- Physical Condition Models: A Potential Application for Managing White-Tailed Deer Populations. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 4: 1113–1120.
- Kie J.G., Bowyer R.T. 1999. Sexual segregation in white-tailed deer: density dependent changes in use of space, habitat selection and dietary niche. *Journal of Mammology*, 80: 1004–1020.
- Kie J.G., White M., Drawe D.L. 1983. Condition parameters of white tailed deer in Texas. *The Journal of Wildlife Management*, 47: 583–594.
- Kiffner C., Vor T., Hagedorn P., Niedrig M., Ruhe F. 2012. Determinants of tick-borne encephalitis virus antibody presence in roe deer (*Capreolus capreolus*) sera. *Medical and Veterinary Entomology*, 26, 1: 18–25.
- Kilpatrick H.J., Spohr S.M., Lima K.K. 2001. Effects of population reduction on home ranges of female white-tailed deer at high densities. *Canadian journal of zoology*, 79, 6: 949–954.
- Kishimoto Y., Fujiki D., Sakata H. 2010. Management approach using simple indices of deer density and status of understory vegetation for conserving deciduous hardwood forests on a regional scale. *Journal of Forest Research*, 15, 4: 265–273.
- Kjellander P., Gaillard J-M., Hewison A. J M. 2006. Density-dependent responses of fawn cohort body mass in two contrasting roe deer populations. *Oecologia*, 146: 521–530.
- Klopčič M., Jerina K., Bončina A. 2010. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? *European Journal of Forest Research*, 129, 3: 277–288.
- Koh S., Bazely D.R., Tanentzap A.J., Voigt D.R., Da Silva E. 2010. Trillium grandiflorum height is an indicator of white-tailed deer density at local and regional scales. *Forest Ecology and Management*, 259: 1472–1479.
- Kruuk L.E.B., Clutton-Brock T.H., Albon S.D., Pemberton J.M., Guinness F.E. 1999. Population density affects sex ratio variation in red deer. *Letters to nature*, 399: 459–461.
- Kruuk L.E.B., Slate J., Pemberton J.M., Brotherstone S., Guinness F., Clutton-Brock T. 2002. Antler Size in Red Deer: Heritability and Selection but No Evolution. *Evolution*, 56, 8: 1683–1695.

- Kucera T.E. 1997. Fecal indicators, diet, and population parameters in mule deer. *Journal of wildlife management*, 61, 2: 550–560.
- Kusak J., Krapinec K. 2010. Ungulates and their management in Croatia. V: *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 527–539.
- Lancia R. A., Braun C. E., Callopy M. W., Dueser R. D., Kie J. G., Martinka C. J., Nichols J.D., Nudds T.D., Porath W.R., Tilghman N.G. 1996. ARM! For the future: Adaptive resource management in the wildlife profession. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 436–442.
- Langbein J., Putman R.J., Pokorny B. 2011. Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation. V: *Ungulate management in Europe; problems and practices*. 2011. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 215–259.
- Leader-Williams N. 1982. Relationship between a disease, host density and mortality in a free living deer population. *Journal of animal Ecology*, 51: 235–240.
- LeBlanc M., Festa-Bianchet M., Jorgenson J.T. 2001. Sexual size dimorphism in bighorn sheep (*Ovis canadensis*): effects of population density. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 9: 1661–1670.
- Liu X., Wu P., Songer M., Cai Q., He X., Zhu Y., Shao X. 2013. Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. *Ecological Indicators* 33: 121 – 128.
- Loison A., Appolinaire J., Jullien J.M., Dubray D. 2006. How reliable are total counts to detect trends in population size of chamois *Rupicapra rupicapra* in R. pyrenaica? *Wildlife Biology*, 12: 77–88.
- Lovsko upravljavski načrt za I. Novomeško lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 116 str.
- Lovsko upravljavski načrt za II. Gorenjsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 198 str.
- Lovsko upravljavski načrt za III. Kočevsko–Belokranjsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 91 str.
- Lovsko upravljavski načrt za IV. Notranjsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 113 str.
- Lovsko upravljavski načrt za IX. Savinjsko–Kozjansko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 133 str.
- Lovsko upravljavski načrt za V. Primorsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 117 str.
- Lovsko upravljavski načrt za VI. Pohorsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 118 str.
- Lovsko upravljavski načrt za VII. Posavsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 105 str.
- Lovsko upravljavski načrt za VIII. Pomursko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 90 str.
- Lovsko upravljavski načrt za X. Slovensko–Goriško lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 88 str.
- Lovsko upravljavski načrt za XI. Triglavsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 160 str.

- Lovsko upravljavski načrt za XII. Zahodno visoko kraško lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 144 str.
- Lovsko upravljavski načrt za XIII. Zasavsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 107 str.
- Lovsko upravljavski načrt za XIV. Kamniško Savinjsko lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 128 str.
- Lovsko upravljavski načrt za XV. Ptujsko–Ormoško lovsko upravljavsko območje (2011–2020). 2011. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 107 str.
- Lubow B.C., Singer F.J., Johnson T.L., Bowden D.C. 2002. Dynamics of interacting elk populations within and adjacent to Rocky Mountain national park. *Journal of Wildlife Management*, 66: 757–775.
- Macnab J. 1983. Wildlife management as scientific experimentation. *Wildlife Society Bulletin*, 11: 397–401.
- Maillard D., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Ballon P., Duncan P., Loison A., Toigo C., Baubet E., Bonenfant C., Garel M., Saint-Andrieux C. 2010. Ungulates and their management in France. V: *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 441–474.
- Mandujano S. 2005. Track Count Calibration to Estimate Density of White-Tailed Deer (*Odocoileus virginianus*) in Mexican Dry Tropical Forest. *The Southwestern Naturalist*, 50, 2: 223–229.
- Marolt J. 2010. Učinkovitost (ultra)zvočnih odvrčalnih naprav kot sredstva za zmanjšanje števila trkov vozil s prostoživečimi parkljarji: magistrsko delo. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška Fakulteta). Ljubljana, samozal.: 84 str.
- Mattiello S., Andreoli E., Stefanelli A., Cantafora A., Bianchi A. 2009. How to evaluate body conditions of red deer (*Cervus elaphus*) in an alpine environment? *Italian Journal of Animal Science*, 8: 555–565.
- Mayle B.A., Putman R.J., Wyllie I. 2000. The use of trackway counts to establish an index of deer presence. *Mammal Review* 30: 233–237.
- McCaffery K.R. 1973. Road kills show trends in Wisconsin deer populations. *Journal of wildlife management*, 37, 2: 212–216.
- McDonald R.A. and Harris S. 1999. The use of trapping records to monitor populations of stoats *Mustela erminea* and weasels *M. nivalis*: the importance of trapping effort. *Journal of Applied Ecology*, 36: 679–688.
- McIntosh R., Burlton F.W.E., McReddie G. 1995. Monitoring the density of a roe deer *Capreolus capreolus* population subjected to heavy hunting pressure. *Forest Ecology and Management*, 79: 99–106.
- Meriggi A., Sotti F., Lamberti P., Gilio N. 2008. A review of the methods for monitoring roe deer european populations with particular reference to Italy. *Hystrix–Italian Journal of Mammalogy*, 19, 2: 103–120.
- Milner J.M., Elston D. A., Albon, S. D. 1999. Estimating the contributions of population density and climatic fluctuations to interannual variation in survival of soay sheep. *Journal of Animal Ecology*, 68: 1235–1247.
- Milner J.M., Stien A., Irvine R.J., Albon S.D., Langvatn R., Ropstad E. 2003. Body condition in Svalbard reindeer and the use of blood parameters as indicators of condition and fitness. *Canadian journal of zoology*, 81, 9: 1566–1578.

- Morellet N., Champely S., Gaillard J.M., Ballon P., Boscardin Y. 2001. The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 1243–1252.
- Morellet N., Gaillard J.-M., Hewison A. J. M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F., Maillard, D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44: 634–643.
- Morellet N., Klein F., Solberg E., Andersen R. 2011. The census and management of populations of ungulates in Europe. V: *Ungulate management in Europe; problems and practices*. 2011. Putman R., Apollonio M., Andersen R. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 106–143.
- Motta R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in western Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88: 93–98.
- Mysterud A. 2004. Temporal variation in the number of car-killed red deer (*Cervus elaphus*) in Norway. *Wildlife Biology*, 10: 203–211.
- Mysterud A., Askildrud H., Loe L.E., Veiberg V. 2010. Spatial patterns of accumulated browsing and its relevance for management of red deer *Cervus elaphus*. *Wildlife Biology*, 16, 2 162–172.
- Mysterud A., Loe L.E., Zimmermann B., Bischof R., Veiberg V., Meisingset E. 2011. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes—a role for density dependence? *Oikos*, 120: 1817–1825.
- Mysterud A., Meisingset E.L., Veiberg V., Langvatn R., Solberg E.J., Loe L.E., Stenseth N.C., 2007. Monitoring Population Size of Red Deer *Cervus Elaphus*: An Evaluation of Two Types of Census Data from Norway. *Wildlife Biology*, 13, 3: 285–298.
- Mysterud A., Yoccoz N.G., Stenseth N.C., Langvatn R. 2000. Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: The importance of spatial scale. *Journal of Animal Ecology*, 69: 959–974.
- Mysterud A., Yoccoz N.G., Stenseth N.C., Langvatn R. 2001a. Effects of age, sex and density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. *Proceedings of the Royal Society, B*, 268: 911–919.
- Navodila za izvedbo popisa poškodovanosti gozdnega mladja od rastlinojede parkljaste divjadi – objedanje. 2009. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije: 13 str.
- Nelson T.A., Phillips D.A. 1998. Nutritional condition and reproduction of deer at Fort Chaffee, Arkansas. *Journal of Arkansas Academy of Science*, 52: 129–135.
- Nichols J.D., Johnson F.A., Williams B.K. 1995. Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 26: 177–199.
- Nichols J.D., Runge M.C., Johnson F.A., Williams B.K. 2007. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: a brief history and future prospects. *Journal of Ornithology*, 148, 2: 343–349.
- Nielsen C.K., Porter W.F., Underwood H.B. 1997. An adaptive management approach to controlling suburban deer. *Wildlife Society Bulletin*, 25: 470–477.
- Nugent G., Frampton C. 1994. Microgeographic and temporal variation in mandible size within a New Zealand fallow deer (*Dama dama*) population. *Journal of Applied Ecology*, 31: 253–262.

- Pannwitz G., Freuling C., Denzin N., Schaarschmidt U., Niper H., Hlinak A., Burkhardt S., Klopries M., Dedek J., Hoffmann L., Kramer M., Selhorst T., Conraths F.J., Mettenleiter T., Muller T. 2012. A long-term serological survey on Aujeszky's disease virus infections in wild boar in East Germany. *Epidemiology and Infection*, 140, 2: 348-358.
- Pastor J., Moen R., Cohen Y. 1997. Spatial heterogeneities, carrying capacity, and feedbacks in animal-landscape interactions. *Journal of Mammalogy*, 78: 1040-1052.
- Pavšič M. 1998. Izgube divjadi zaradi prometa na Severnem Primorskem: višješolska diplomska naloga. (Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozal.: 68 str.
- Pelabon C., Van Breukelen L. 1998. Asymmetry in antler size in roe deer (*Capreolus capreolus*): An index of individual and population conditions. *Oecologia*, 116: 1-8.
- Pepin D., Gerard J.-F. 2008. Group dynamics and local population density dependence of group size in the Pyrenean chamois, *Rupicapra pyrenaica*. *Animal Behaviour*, 75, 2: 361-369.
- Perry T.W., Newman T., Thibault K.M. 2010. Evaluation of methods used to estimate size of a population of desert bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in new mexico. *Southwestern Naturalist*, 55, 4: 517-524.
- Pettorelli N., Cote S.D., Gingras A., Potvin F., Huot J. 2007. Aerial Surveys Vs Hunting Statistics To Monitor Deer Density: The Example Of Anticosti Island, Québec, Canada. *Wildlife Biology*, 13, 3: 321-327.
- Pettorelli N., Gaillard J.M., Duncan P., Ouellet J.P., Van Laere G. 2001. Population density and small-scale variation in habitat quality affect phenotypic quality in roe deer. *Oecologia*, 128: 400-405.
- Pettorelli N., Gaillard J.M., Laere G. V., Duncan P., Kjellander P., Liberg O., Delorme D., Maillard D. 2002. Variations in adult body mass in roe deer: the effects of population density at birth and of habitat quality. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 269: 747-753.
- Pioz M., Loison A., Gauthier D., Gibert P., Jullien J.M., Artois M., Gilot-Fromont E., 2008. Diseases and reproductive success in a wild mammal: example in the alpine chamois. *Oecologia*, 155, 4: 691-704.
- Pokorny B. 2009. Kako še izboljšati upravljanje s srnjadjo v Sloveniji? *Lovec*, 92: 130-134.
- Pokorny B., Jelenko I. 2012. Pregled novejših raziskav divjadi in njihovega pomena za trajnostno upravljanje s populacijami. *Zlatorogov zbornik*, 1: 3-25.
- Pokorny B., Jelenko I., Mazej Grudnik Z., Kos I., Jerina K. 2012. Strokovno mnenje o upravičenosti delovanja lovišč s posebnim namenom v Republiki Sloveniji. *Velenje, ERICo*: 134 str.
- Pokorny B., Jerina K., Jelenko I. 2012. Zanesljivost makroskopskega (okularnega) ocenjevanja starosti jelenjadi (*Cervus elaphus* L.) v Sloveniji: preizkus s štetjem letnih prirastnih plasti zobnega cementa. *Zbornik Gozdarstva in Lesarstva*, 97: 3-18.
- Pokorny B., Savinek K., Zaluberšek M., Poličnik H., Kink C., Konjević D., Severin K., Slavica A., Jerina K., Jelenko I. 2011. Čeljusti divjih prašičev in ostalih vrst prostoživečih parkljarjev kot dragocen vir informacij o biologiji vrst. V: *Zbornik prispevkov 2. slovensko - hrvaškega posveta z mednarodno udeležbo o upravljanju z divjadjo: divji prašič*. 2011. Poličnik H., Pokorny B. (ur.). Velenje, ERICo: 12-24.

- Pokorny B., Zaluberšek M., Savinek K., Poličnik H., Marolt. 2008. Trki vozil s srnjadjo: stanje in reševanje problematike v Sloveniji. V: 1. slovenski posvet z mednarodno udeležbo o upravljanju z divjadjo: srnjad: zbornik. 2008. Pokorny B., Savinek K., Poličnik H. (ur.). Velenje, ERICo: 29-34.
- Poličnik H., Pokorny B., Varljen Bužan E., Kryštufek B. 2011. Spremljanje spola uplenjenih/izločenih parkljarjev – le čemu? Kontrola z analizo genskega lokusa SRY. *Lovec*, 94, 2: 75-76.
- Portier C., Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Jorgenson J.T., Yoccoz N.G. 1998. Effects of density and weather on survival of bighorn sheep lambs (*Ovis canadensis*). *Journal of Zoology London*, 245: 271–278.
- Post E., Forchhammer M.C., Stenseth N.C., Langvatn R. 1999. Extrinsic Modification of Vertebrate Sex Ratios by Climatic Variation. *The American Naturalist*, 154, 2: 194–204.
- Post E., Stenseth N.C., Langvatn R., Fromentin J.M. 1997. Global climate change and phenotypic variation among red deer cohorts. *Proceedings of the Royal Society*, 264:1317–1324.
- Pravilnik o evidentiranju odstrela in izgub divjadi ter o imenovanju komisije za oceno odstrela in izgub v lovsko upravljavskem območju. 2005. Uradni list RS, št. 120/05
- Pravilnik o načrtih za gospodarjenje z gozdovi in upravljanje z divjadjo. 2010. Uradni list RS, št. 91/10
- Putman R. 2008. Management of Deer in Other European Countries. V: 1. slovenski posvet z mednarodno udeležbo o upravljanju z divjadjo: srnjad: zbornik. 2008. Pokorny B., Savinek K., Poličnik H. (ur.). Velenje, ERICo: 6-13.
- Putman R. 2010. Ungulates and their management in Great Britain and Ireland. V: European Ungulates and their Management in the 21st Century. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 129-164.
- Putman R. 2011. A review of the various legal and administrative systems governing management of large herbivores in Europe. V: Ungulate management in Europe; problems and practices. 2011. Putman R., Apollonio M., Andersen R. 2011. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 54-79.
- Putman R., Apollonio M., Andersen R. 2011a. Ungulate management in Europe; problems and practices. Cambridge University Press: 408 str.
- Putman R., Langbein J., Green P., Watson P. 2011c. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal Review*, 41: 175–196.
- Putman R., Watson P., Langbein J. 2011b. Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: a review of methodologies for use beyond the site scale. *Mammal Review*, 41: 197–219.
- Rabe M.J., Rosenstock S.S., DeVos J.C. 2002. Review of big game survey methods used by wildlife agencies of the western United States. *Wildlife Society Bulletin*, 30, 1: 46–52.
- Randall J.A., Walters M.B. 2011. Deer density effects on vegetation in aspen forest understories over site productivity and stand age gradients. *Forest Ecology And Management*, 261, 3,: 408–415.
- Resolucija o nacionalnem gozdnem programu. 2007. Uradni list RS, št. 111/07
- Rich L.N., Kelly M.J., Sollmann R., Noss A.J., Maffei L., Arispe R.L., Paviolo A., De Angelo C.D., Di Blanco Y.E., Di Bitetti M.S. 2014. Comparing capture-recapture,

- mark-resight, and spatial mark-resight models for estimating puma densities via camera traps. *Journal of Mammalogy*, 95, 2: 382-391.
- Richard E., Gaillard J. M., Saïd S., Hamann J.L., Klein F. 2010. High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia*, 163, 1: 91-7.
- Riley S.J., Siemer W.F., Decker D.J., Carpenter L.H., Organ J.F., Berchielli L.T. 2003. Adaptive impact management: an integrative approach to wildlife management. *Human Dimensions of Wildlife*, 8: 81-95.
- Rodriguez-Hidalgo P., Gortazar C., Tortosa F. S., Rodriguez-Vigal C., Fierro Y., Vicente J. 2010. Effects of density, climate, and supplementary forage on body mass and pregnancy rates of female red deer in Spain. *Oecologia*, 164: 389-398.
- Romin L. A., Bissonette J. A. 1996. Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist*, 56: 1-11.
- Rovero F., Marshall A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of applied ecology* volume, 46, 5: 1011-1017.
- Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T., Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228-1236.
- Rutberg A.T., Naugle R. E. 2008. Deer-collision trends at a suburban immunocontraception site. *Human-Wildlife Conflicts* 2:60-67.
- Saltz D., White G.C., Bartmann R.M., 1992. Urinary cortisol, urea nitrogen excretion, and winter survival in mule deer fawns. *Journal of wildlife management*, 56, 4: 640-644.
- Sams M.G., Lochmiller R.L., Qualls C.W., Leslie D.M. 1998. Sensitivity of condition indices to changing density in a white-tailed deer population. *Journal of Wildlife Diseases*, 34, 1: 110-125.
- Sandercock B.K., Nilsen E.B., Broseth H., Pedersen H.C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of animal Ecology*, 80: 244-258.
- Sauer J.R., Boyce M.S. 1983. Density dependence and survival of elk in northwestern Wyoming. *Journal of Wildlife Management*, 47: 31-37.
- Sauve D.G., Cote S.D. 2006. Is winter diet quality related to body condition of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*)? An experiment using urine profiles. *Canadian Journal of Zoology*, 84, 7: 1003-1010.
- Schley L., Dufrene M., Krier A., Frantz A.C. 2008. Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *European journal of wildlife research*, 54, 4: 589-599.
- Schmidt J.I., Ver Hoef J.M., Bowyer R.T. 2007. Antler size of Alaskan moose *Alces alces* gigas: effects of population density, hunter harvest and use of guides. *Wildlife Biology*, 13: 53-65.
- Schmidt K.T., Stien A., Albon S.D., Guinness F.E. 2001. Antler length of yearling red deer is determined by population density, weather and early life history. *Oecologia*, 127: 191-197.
- Schwarz C.J., Seber G.A. F. 1999. Estimating animal abundance: review III. *Statistical Science*, 14: 427-456.

- Seiler A. 2004. Trends and spatial pattern in ungulate–vehicle collisions in Sweden. *Wildlife biology*, 10: 301–313.
- Seiler A. 2005. Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42: 371–382.
- Serrano E., Angibault J.–M., Cargnelutti B., Hewison A.J.M. 2007. The effect of animal density on metacarpus development in captive fallow deer. *Small Ruminant Research*, 72: 61–65.
- Serrano E., Angibault J.–M., Cargnelutti B., Hewison A.J.M. 2008a. Density dependence of developmental instability in a dimorphic ungulate. *Biology Letters*, 4: 512–514.
- Serrano E., Granados J.E., Sarasa M., Gonzalez F.J., Fandos P., Soriguer R.C., Perez J.M. 2011. The effects of winter severity and population density on body stores in the Iberian wild goat in a highly seasonal mountain environment. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 1: 45–55.
- Servanty S., Gaillard J.M., Allaine D., Brandt S., Baubet E. 2007. Litter size and fetal sex ratio adjustment in a highly polytocous species: the wild boar. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 18: 427–432.
- Shea S.M., Breault T.A., Richardson M.L. 1992. Herd Density and Physical Condition of White–Tailed Deer in Florida Flatwoods. *The Journal of Wildlife Management*, 56, 2: 262–267.
- Simard M.A., Cote S.D., Gingras A., Coulson T. 2012. Tests of density dependence using indices of relative abundance in a deer population. *Oikos*, 121, 9: 1351–1363.
- Simard M.A., Coulson T., Gingras A., Côté S.D. 2010. Influence of Density and Climate on Population Dynamics of a Large Herbivore Under Harsh Environmental Conditions. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 1671–1685.
- Simonič A. 1974. Gospodarjenje z divjadjo. V: Slovenski lovski priročnik. Druga, dopolnjena izdaja. 1974. Šušteršič M. (ur.). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 176–279.
- Simonič A. 1976. Srnjad, biologija in gospodarjenje. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 606 str.
- Simonič A. 1982. Kontrolna metoda v gospodarjenju z divjadjo. V: Gozd–divjad: zbornik referatov z gozdarskih študijskih dni 1982. Accetto M. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, VTOZD za gozdarstvo: 161–213.
- Simonič A. 1996a. Zakon o divjadi in lovstvu. *Gozdarski vestnik*, 54, 5 – 6: 250–256.
- Simonič A. 1996b. Prevod in pripombe k: Wotschikowski U. 1996. Lovski zakon za divjad, za gozd in za lov. *Gozdarski vestnik* 54, 5–6: 272–274.
- Singer F.J., Hartig A., Symonds K.K., Coughenour M.B. 1997. Density dependence, compensation, and environmental effects on elk calf mortality in Yellowstone National Park. *Journal of Wildlife Management*, 61: 12–25.
- Skogland T. 1983. The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer. *Oecologia*, 60: 156–168.
- Skogland T. 1985. The effects of density–dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology*, 54: 359–374.
- Skogland T. 1990b. Density–dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia*, 84: 442–450.
- Smith B.L. 1998. Antler Size and Winter Mortality of Elk: Effects of Environment, Birth Year, and Parasites. *Journal of Mammalogy*, 79, 3: 1038–1044.

- Solberg E.J., Jordhoy P., Strand O., Aanes R., Loison A., Sæther B.E., Linnell J.D.C. 2001. Effects of density dependence and climate on the dynamics of a Svalbard reindeer population. *Ecography*, 24: 441–451.
- Solberg E.J., Rolandsen C.M., Heim M., Linnell J.D.C., Herfindal I. Sæther B.E. 2010. Age and sex– specific variation in detectability of moose (*Alces alces*) during the hunting season: implications for population monitoring. *European journal of wildlife research*, 56, 6: 871–881.
- Solberg E.J., Sæther B.E. 1994. Male traits as life–history variables: annual variation in body mass and antler size in moose (*Alces alces*). *Journal of Mammalogy*, 75: 1069–1079.
- Solberg E.J., Sæther B.E. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildlife Biology*, 5: 107–117.
- Solberg E.J., Sæther B.E., Strand O., Loison A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology*, 68: 186–204.
- Stankey G.H., Bormann B.T., Ryan C., 2003. Adaptive management and the Northwest Forest Plan–Rhetoric and reality. *Journal of Forestry*, 101, 1: 40–46.
- Stankey G.H., Clark R.N., Bormann B.T. 2005. Adaptive management of natural resources: theory, concepts, and management institutions. Portland, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: 73 str.
- Stephens P.A., Zaumyslova O.Y., Miquelle D.G., Myslenkov A.I., Hayward G.D. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov–Malyshev–Pereleshin formula. *Animal conservation*, 9: 339–348.
- Stergar M., Pokorný B., Jelenko I., Jerina K. 2014. Učinkovito upravljanje parkljaste divjadi terja ustrezne kazalnike. *Lovec*, 97, 5: 257 – 260.
- Stewart K.M., Bowyer R.T., Dick B.D., Johnson B.K., Kie J.G. 2005. Density–dependent effects on physical condition and reproduction in North American elk: an experimental test. *Oecologia*, 143, 1: 85–93.
- Suttie J. M., Mitchell B. 1983. Jaw length and hind foot length as measures of skeletal development of red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of Zoology*, 200: 431–434.
- Swenson J.E. 1985. Compensatory reproduction in an introduced mountain goat population in the Absaroka Mountains, Montana. *Journal of Wildlife Management*, 49: 837–43.
- Takatsuki S. 2000. Kidney fat and marrow fat indices of the sika deer population at Mount Goyo, northern Japan. *Ecological Research*, 15, 4: 453–457.
- Taper M.L., Gogan P.J.P. 2002. The northern Yellowstone elk: Density dependence and climatic conditions. *Journal of Wildlife Management*, 66: 106–122.
- Tarman K. 1992. Osnove ekologije in ekologija živali. 1. Izdaja. Ljubljana, Državna založba Slovenije: 547 str.
- Tiilikainen R., Nygren T., Pusenius J., Ruusila V. 2010. Variation in growth pattern of male moose *Alces alces* after two contrasted periods of hunting. *Annales Zoologici Fennici*, 47: 159–172.
- Tilghman N.G. 1989. Impacts of white–tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*, 53: 524–532.
- Timmermann H.R., Whitlaw H.A., Rodgers A.R. 1993. Testing the sensitivity of moose harvest data to changes in aerial population estimates in Ontario, *Alces*, 29: 47–53.
- Toigo C., Gaillard J.M., Michallet J. 1996. Group size: A biological indicator of population size in Alpin Ibex (*Capra ibex ibex*)? *Mammalia*, 60, 3: 463–472.

- Toigo C., Gaillard J.M., Van Laere G., Hewison M., Morellet N. 2006. How does environmental variation influence body mass, body size, and body condition? Roe deer as a case study. *Ecography*, 29: 301–308.
- Tome D. 2006. *Ekologija: organizmi v prostoru in času*. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije: 344 str.
- Tremblay J.P., Huot J., Potvin F. 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 44: 552–562.
- Tyler N. J. C., Forchhammer M. C., Øritsland N. A. 2008. Nonlinear effects of climate and density in the dynamics of a fluctuating population of reindeer. *Ecology*, 89, 6: 1675–1686.
- Tzilkowski W.M., Storm G.L. 1993. Detecting change using repeated measures analysis: white-tailed deer abundance at Gettysburg National Military Park. *Wildlife Society Bulletin*, 21, 4: 411–414.
- Uno H., Kaji K., Saitoh T., Matsuda H., Hirakawa H., Yamamura K., Tamada K. 2006. Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research*, 21: 624–632.
- Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob. 2004. Uradni list RS, št. 101/04
- Van Wieren S.E., Groot-Bruinderink G.W.T.A. 2010. Ungulates and their management in Netherlands. V: *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 165–184.
- Vanpe C., Gaillard J.M., Kjellander P., Mysterud A., Magnien P., Delorme D., Van Laere G., Klein F., Liberg O., Hewison M.A.J. 2007. Antler size provides an honest signal of male phenotypic quality in roe deer. *The American Naturalist*, 169, 4: 481–493.
- Verme L.J. 1991. Decline in doe fawn fertility in Southern Michigan deer. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 25–28.
- Vicente J., Hofle U., Fernández-De-Mera I.G., Gortazar C. 2007. The importance of parasite life history and host density in predicting the impact of infections in red deer. *Oecologia*, 152: 655–666.
- Vicente J., Segales J., Höfle U., Balasch M., Plana-Duran J., Domingo M., Gortázar C. 2004. Epidemiological study on porcine circovirus type 2 (PCV2) infection in the European wild boar (*Sus scrofa*). *Veterinary Research* 35: 243–253.
- Vincent J. P., Bideau E., Hewison A. J M., Angibault J. M. 1995. The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology*, 236:371–382.
- Vincent J.P., Gaillard J.M., Bideau E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica*, 36: 315–328.
- Vincent J.P., Hewison A.J.M., Angibault J.M., Cargnelutti B. 1996. Testing density estimators on a fallow deer population of known size. *Journal of Wildlife Management*, 60: 18–28.
- Vončina R., Koren I. 1986. Kontrolna metoda-način gospodarjenja z divjadjo in njenim življenjskim okoljem v Idrijskem LGO. *Lovec*, 69, 7/8: 194–196.
- Vor T., Kiffner C., Hagedorn P., Niedrig M., Ruhe F. 2010. Tick burden on European roe deer (*Capreolus capreolus*). *Experimental and Applied Acarology*, 51: 405–417.

- Ward A.I., White P.C.L., Walker N.J., Critchely C.H. 2008. Conifer leader browsing by roe deer in English upland forests: Effects of deer density and understorey vegetation. *Forest Ecology and Management*, 256, 6: 1333–1338.
- Weladji R.B., Holand Ø. 2003. Global climate change and reindeer: effects of winter weather on the autumn weight and growth of calves. *Oecologia*, 136: 317–323.
- Weladji R.B., Holand O., Steinheim G., Colman J.E., Gjostein H., Kosmo A. 2005. Sexual dimorphism and intercorhort variation in reindeer calf antler length is associated with density and weather. *Oecologia*, 145, 4: 549–555.
- Williams B. K., Szaro R. C., Shapiro C. D. 2009. Adaptive management: The U.S. Department of the interior Technical Guide.
<http://www.doi.gov/initiatives/AdaptiveManagement/> (4. 1. 2011)
- Wotschikowsky U. 2010. Ungulates and their management in Germany. V: *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. 2010. Apollonio M., Andersen R., Putman R.J. (eds.). Cambridge, Cambridge University Press: 201–222.
- Yoccoz N. G., Mysterud A., Langvatn R., Stenseth N.C. 2002. Age–and density–dependent reproductive effort in male red deer. *Proceedings of the Royal Society London, B*, 269: 1523–1529.
- Zakon o divjadi in lovstvu. 2004. Uradni list RS, št. 16/04
- Zakon o ohranjanju narave (ZON-UPB2) (uradno prečiščeno besedilo). 2004. Uradni list RS, št. 96/04
- Zannèse A., Baïsse A., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Saint–Hilaire K., Toïgo C., Van Laere G., Morellet N. 2006b. Hind foot length: an indicator for monitoring roe deer populations at a landscape scale. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 2: 351–358.

ZAHVALA

Zahvaljujem se vsem, ki so mi kakorkoli pomagali, da mi je uspelo končati pričujoče delo. Hvala mentorju, doc. dr. Klemnu Jerini, prof. dr. Andreju Bončini in doc. dr. Boštjanu Pokornemu.

Hvala Matiji Stergarju za pomoč pri izvedbi raziskave in Martini Kokelj za opravljeno lektorsko delo.

Še posebej hvala Lenči, Žigu in Janji, ki so potrpežljivo prenesli mojo odsotnost iz družinskega življenja.

PRILOGE

Priloga 1: Pregled preučevanih znakov iz skupine biokemijski znaki

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Kie in sod., 1983	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife Refuge	Drugi krvni parametri odraslih živali in telet	Prehranjenost	Neznačilna
			Hemoglobin odraslih živali	Prehranjenost	Negativna
			Vsebnost sečnin v krvi telet	Prehranjenost	Negativna
			Vsebnost albumina pri odraslih živali	Prehranjenost	Negativna
			Vsebnost alkalne fosfataze pri odraslih živalih	Prehranjenost	Negativna
Nelson in Phillips., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Vsebnost kreatinina pri odraslih živalih	Prehranjenost	Negativna
			Vsebnost železa pri odraslih živalih	Prehranjenost	Negativna
			Vsebnost urea nitrogen v krvi	Prehranjenost	Šibka negativna
			Razmerje med albuminom in globulinom	Prehranjenost	Šibka negativna
			Vsebnost albumina	Prehranjenost	Šibka negativna
			Vsebnost fosforja	Prehranjenost	Šibka negativna
			Vsebnost totalnih proteinov	Prehranjenost	Šibka negativna
Sams in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Oklahoma, Sequoyah State Park	Vsebnost trigliceridov	Prehranjenost	Šibka negativna
			Serum transaminase (ast, alt) in kloridi	Prehranjenost	Negativna
			Srednja koncentracija kreatinina	Prehranjenost	Negativna
			Vsebnost nitrogena v iztrebkih	Prehranjenost	Negativna

Priloga 2: Pregled preučevanih znakov iz skupine patogeni organizmi

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Acevedo in sod., 2005	<i>Capra pyrenaica</i>	Španija, Castilla-La Mancha	Intenziteta <i>dictyocaulus spp.</i>	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
Arneberg in sod., 1998b	<i>Mammals</i>	Severna polobla	Intenziteta <i>protostrongylidae</i>	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
Arneberg, 2002	<i>Mammals</i>	Severna polobla	Povprečna gostota zajedavcev	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
Body in sod., 2011	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Trois Fontaines	Vrstna pestrost zajedavcev	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Abundanca <i>Strongylidae</i> pri mladičih	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Abundanca <i>Strongylidae</i> pri samcih	Breme patogenih organizmov	Neznačilna
			Abundanca <i>Strongylidae</i> pri srednje starih samicah	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Abundanca <i>Strongylidae</i> pri starejših samicah	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Abundanca <i>Trichuris sp.</i> pri mladičih	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Abundanca <i>Trichuris sp.</i> pri samcih	Breme patogenih organizmov	Neznačilna
			Abundanca <i>Trichuris sp.</i> pri srednje starih samicah	Breme patogenih organizmov	Neznačilna
			Abundanca <i>Trichuris sp.</i> pri starejših samicah	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Intenziteta glist pri srnjadi	Breme patogenih organizmov	Neznačilna
Vor in sod., 2010	<i>Capreolus capreolus</i>	Nemčija, Hessen	Breme klopotov na osebek srnjadi	Breme patogenih organizmov	Pozitivna
			Gostota bub (<i>Ixodes nymph</i>) klopotov na osebek	Breme patogenih organizmov	Pozitivna

Se nadaljuje

Nadajevanje priloge 2: Pregled preučevanih znakov iz skupine patogeni organizmi

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Acevedo in sod., 2005	<i>Capra pyrenaica</i>	Španija, Castilla-La Mancha	Pogostost <i>Dictyocaulus spp.</i>	Delež napadenih živali	Pozitivna
Albon in sod., 2002	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Spitsbergen	Pogostost <i>Protostrongylidae</i>	Delež napadenih živali	Pozitivna
Body in sod., 2011	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Trois Fontaines	Pogostost infekcije z <i>Ostertagia gruehneri</i>	Delež napadenih živali	Pozitivna
			Prevalenca <i>Strongylidae</i> pri mladičih	Delež napadenih živali	Pozitivna
			Prevalenca <i>Strongylidae</i> pri samcih	Delež napadenih živali	Neznačilna
			Prevalenca <i>Strongylidae</i> pri srednje starih samicah	Delež napadenih živali	Pozitivna
			Prevalenca <i>Strongylidae</i> pri starejših samicah	Delež napadenih živali	Pozitivna
			Prevalenca <i>Trichuris sp.</i> pri mladičih	Delež napadenih živali	Pozitivna
			Prevalenca <i>Trichuris sp.</i> pri samcih	Delež napadenih živali	Neznačilna
			Prevalenca <i>Trichuris sp.</i> pri srednje starih samicah	Delež napadenih živali	Neznačilna
			Prevalenca <i>Trichuris sp.</i> pri starejših samicah	Delež napadenih živali	Neznačilna
Cross in sod., 2010	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming	Seroprevalenca bruceloze	Delež napadenih živali	Pozitivna
Kiffner in sod., 2012	<i>Capreolus capreolus</i>	Nemčija, Hessen	Verjetnost prisotnosti protiteles za virus TBE	Delež napadenih živali	Pozitivna
Leader-Williams, 1982	<i>Rangifer tarandus</i>	ZDA, Georgia, južni del	Pogostost pojavljanja otekline čeljusti	Delež napadenih živali	Pozitivna
Pannwitz in sod., 2012	<i>Sus scrofa</i>	Nemčija, vzhodni del	Delež živali pozitivnih na virusa ADV	Delež napadenih živali	Pozitivna
Vicente in sod., 2004	<i>Sus scrofa</i>	Španija	Delež živali s srednjo do visoko stopnjo pcv2 protiteles	Delež napadenih živali	Pozitivna
Vicente in sod., 2007	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, južni centralni del	Prisotnost <i>Elaphostrongylus cervi</i>	Delež napadenih živali	Negativna
			Prisotnost tuberkuloze	Delež napadenih živali	Pozitivna

Priloga 3: Pregled preučevanih znakov iz skupine plodnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Albon in sod., 1987	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Plodnost triletnih mlečnih samic	Plodnost	Negativna
			Plodnost triletnih nemlečnih samic	Plodnost	Neznačilna
Bonenfant in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	Francija, Petite Pierre National reserve	Delež bregih enoletnih samic	Plodnost	Negativna
			Delež bregih odraslih samic	Plodnost	Šibka negativna
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Delež mlečnih samic, ki so polegale	Plodnost	Negativna
			Delež nemlečnih samic, ki so polegale	Plodnost	Neznačilna
			Delež triletnih samic, ki so polegale	Plodnost	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1987a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Plodnost 13 letnih samic	Plodnost	Šibka negativna
			Plodnost triletnih samic	Plodnost	Negativna
			Plodnost štiriletnih samic	Plodnost	Šibka negativna
			Plodnost sedemletnih mlečnih samic	Plodnost	Negativna
			Plodnost sedemletnih nemlečnih samic	Plodnost	Šibka negativna
			Plodnost osemletnih samic	Plodnost	Šibka negativna
Clutton-Brock in sod., 1991	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Delež samic, ki so polegale pri 12 mesecih	Plodnost	Negativna
			Delež samic, ki so polegale pri 24 mesecih	Plodnost	Šibka negativna
			Delež starejših samic od 25 mesecev, ki so polegale	Plodnost	Šibka negativna
Coulson in sod., 2000	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Delež neoplojenih samic	Plodnost	Negativna
			Delež plodnih samic mlajših od enega leta	Plodnost	Negativna
	<i>Saiga tatarica</i>	Kazahstan, Betpak-Dala	Plodnost prvorodnih samic	Plodnost	Neznačilna
	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Stopnja oplojenosti odraslih samic	Plodnost	Negativna
			Stopnja oplojenosti triletnih samic	Plodnost	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 3: Pregled preučevanih znakov iz skupine plodnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Dusek in sod., 1989	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Montana, Lower Yellowstone River	Delež brejih dve in triletnih samic	Plodnost	Negativna
Festa-Bianchet in sod., 1998	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Delež brejih štiri in več letnih samic	Plodnost	Negativna
Forchhammer in sod., 2001	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Plodnost odraslih samic	Plodnost	Negativna
			Starost ob prvi reprodukciji	Plodnost	Negativna
			Verjetnost pleganja enoletnih samic	Plodnost	Negativna
Gilbert in Raedeke, 2004	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Washington	Število embrijev na odraslo samico	Plodnost	Negativna
Herrero in sod., 2008	<i>Sus scrofa</i>	Španija, JZ Pireneji in ob reki Ebro	Delež brejih samic mlajših od enega leta	Plodnost	Negativna
			Ovulacijska stopnja	Plodnost	Neznačilna
Houston in Stevens, 1988	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Washington, Olympic National Park	Povprečna starost pri prvem pleganju	Plodnost	Negativna
Nelson in Phillips., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Stopnja ovulacije enoletnih samic	Plodnost	Negativna
			Stopnja ovulacije odraslih samic	Plodnost	Negativna
Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, Castilla-La Mancha	Stopnja brejosti odraslih samic	Plodnost	Negativna
Simonič 1982	<i>Cervus elaphus</i>	Slovenija	Delež oplojenih enoletnih samic	Plodnost	Negativna
Skogland, 1985	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, južni del in otok Svalbard	Plodnost dvehletnih samic	Plodnost	Negativna
			Plodnost enoletnih samic	Plodnost	Negativna
			Plodnost triletnih samic	Plodnost	Neznačilna
Stewart in sod., 2005	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Oregon, Starkey	Stopnja brejosti šestletnih samic	Plodnost	Negativna
Tyler in sod., 2008	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Svalbard	Plodnost	Plodnost	Negativna
Verme, 1991	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Michigan	Delež brejih samic mlajših od enega leta	Plodnost	Negativna
			Plodnost odraslih samic	Plodnost	Neznačilna
			Število fetusov na samico mlajšo od enega leta	Plodnost	Negativna

Priloga 4: Pregled preučevanih znakov iz skupine naravna smrtnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Albon in sod., 1987	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Preživetje enoletnih samic	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje samic od 0 do 2 let	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje samic od 2 do 8 let	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje ženskih telet skozi prvo poletje	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje ženskih telet skozi prvo zimo	Preživetje osebkov	Negativna
Albon in sod., 2000	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Zimsko preživetje odraslih samic	Preživetje osebkov	Negativna
			Zimsko preživetje ženskih mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Bartmann in sod., 1992	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Colorado	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Berube in sod., 1996	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Preživetje mladičev do konca dojenja	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje moških mladičev do enega leta	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje ženskih mladičev do enega leta	Preživetje osebkov	Negativna
Bonenfant in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	Francija, Petite Pierre National reserve	Preživetje moških mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje odraslih samic	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje srednje starih samcev	Preživetje osebkov	Pozitivna
			Preživetje starih samcev	Preživetje osebkov	Negativna
Braza in sod., 1990	<i>Dama dama</i>	Španija, JZ, park Donana	Preživetje mladičev do starosti enega leta	Preživetje osebkov	Neznačilna
Catchpole in sod., 2000	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Preživetje moških mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje sedem in večletnih samic	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje ženskih mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1987a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Preživetje enoletnih živali	Preživetje osebkov	Negativna
Coulson in sod., 1997	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Zimsko preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Festa-Bianchet in sod., 1998	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Zimsko preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 4: Pregled preučevanih znakov iz skupine naravna smrtnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Festa-Bianchet in sod., 2003	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Preživetje dve in večletnih samcev	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje dve in večletnih samcev	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje dve in večletnih samic	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje srednje starih samcev	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje srednje starih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje starih samcev	Preživetje osebkov	Šibka pozitivna
	<i>Oreamnos americanus</i>	Kanada, Alberta, Caw Ridge	Preživetje starih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje odraslih samcev	Preživetje osebkov	Šibka pozitivna
			Preživetje srednje starih samcev	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje srednje starih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje starih samcev	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje starih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje štiri in več letnih samic	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje dve in večletnih samic	Preživetje osebkov	Negativna
	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Preživetje srednje starih samcev	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje srednje starih samic	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje starih samcev	Preživetje osebkov	Šibka negativna
			Preživetje starih samic	Preživetje osebkov	Šibka pozitivna
			Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje enoletnih živali	Preživetje osebkov	Negativna
Focardi in sod., 2002	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Tredozio	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje odraslih živali	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Forchhammer in sod., 2001	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje odraslih živali	Preživetje osebkov	Negativna
Gaillard in sod., 1997a	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Gaillard in sod., 1997a	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Trois Fontaines	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Neznačilna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 4: Pregled preučevanih znakov iz skupine naravna smrtnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Jorgenson in sod., 1997	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Preživetje dve in več letnih samcev	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje dve in več letnih samic	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje enoletnih samcev	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje enoletnih samic	Preživetje osebkov	Negativna
		Kanada, Alberta, Sheep river	Preživetje dve in več letnih samcev	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje dve in več letnih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje enoletnih samcev	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Preživetje enoletnih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
Lubow in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Colorado, Estes Valley	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Neznačilna
		ZDA, Colorado, Rocky Mountain National Park	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Milner in sod., 1999	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Verjetnost preživetja mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Verjetnost preživetja odraslih samcev	Preživetje osebkov	Negativna
			Verjetnost preživetja odraslih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
Portier in sod., 1998	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Preživetje novorojenih mladičev	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Zimsko preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Sauer in Boyce, 1983	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Simard in sod., 2010	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Antic. Island	Preživetje odraslih samic	Preživetje osebkov	Negativna
Singer in sod., 1997	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming, Yellowstone	Poletno preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Zimsko preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
Skogland, 1985	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, J del in otok Svalbard	Preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna
			Preživetje odraslih živali	Preživetje osebkov	Neznačilna
Skogland, 1990	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Harddangervidda	Preživetje odraslih samic	Preživetje osebkov	Neznačilna
			Zimsko preživetje mladičev	Preživetje osebkov	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 4: Pregled preučevanih znakov iz skupine naravna smrtnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Taper in Gogan, 2002	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming, Yellowstone	Delež preživelih odraslih osebkov	Preživetje osebkov	Negativna
Andersen in Linnell, 1998	<i>Capreolus capreolus</i>	Norveška, Storfosna	Delež mrtvorojenih mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Poletna smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Capurro in sod., 1997	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Italija, Alpe	Indeks smrtnosti mladičev	Smrtnost osebkov	Šibka pozitivna
			Indeks smrtnosti samcev starejših od enega leta	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Indeks smrtnosti samic starejših od enega leta	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Indeks smrtnosti vseh živali	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Smrtnost samcev starejših od enega leta	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Smrtnost samic starejših od enega leta	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Smrtnost vseh živali	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Poletna smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Neznačilna
			Zimska smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Clutton-Brock in sod., 1985b	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Smrtnost samcev mlajših od dveh let	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Smrtnost samic mlajših od dveh let	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Clutton-Brock in sod., 1991	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Zimska smrtnost enoletnih samcev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost enoletnih samic	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost moških mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost odraslih samcev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost odraslih samic	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost ženskih mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 4: Pregled preučevanih znakov iz skupine naravna smrtnost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Clutton-Brock in sod., 1992	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Smrtnost novorojenih mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost enoletnih osebkov	Smrtnost osebkov	Pozitivna
			Zimska smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Coughenour in Singer, 1996	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming, Yellowstone	Poletna smrtnosti mladičev	Smrtnost osebkov	Šibka pozitivna
			Smrtnost odraslih samcev	Smrtnost osebkov	Šibka pozitivna
			Smrtnost odraslih samic	Smrtnost osebkov	Šibka pozitivna
			Zimska smrtnosti mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Dusek in sod., 1989	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Montana, Lower Yellowstone River	Poletna smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Guinness in sod., 1978	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Zimska smrtnost mladičev	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Helle in Kojola, 2008	<i>Rangifer tarandus</i>	Finska, Laponska	Zimska smrtnost	Smrtnost osebkov	Pozitivna
Herrero in sod., 2008	<i>Sus scrofa</i>	Španija, JZ Pireneji in ob reki Ebro	Smrtnost zarodkov v maternici	Smrtnost osebkov	Neznačilna
Tyler in sod., 2008	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Svalbard	Letna smrtnost	Smrtnost osebkov	Pozitivna

Priloga 5: Pregled preučevanih znakov iz skupine spolno razmerje

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Berube in sod., 1996	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Delež moških mladičev	Delež moških mladičev	Neznačilna
Bjørneraas in sod., 2009	<i>Alces alces</i>	Norveška	Delež moških mladičev	Delež moških mladičev	Negativna
Blanchard in sod., 2004	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Delež moških mladičev	Delež moških mladičev	Šibka negativna
Focardi in sod., 2002	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Tredozio	Primarno spolno razmerje	Delež moških mladičev	Šibka negativna
Kruuk in sod., 1999	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Delež moških mladičev	Delež moških mladičev	Negativna
Mysterud in sod., 2000	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška, JV del	Delež moških mladičev v odstrelu	Delež moških mladičev	Negativna
Post in sod., 1999	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška, Hordaland	Delež moških mladičev	Delež moških mladičev	Pozitivna
Bjørneraas in sod., 2009	<i>Alces alces</i>	Norveška	Število odraslih samic na odraslega samca	Delež moških v populaciji	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1991	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Spolno razmerje samci - samice	Delež moških v populaciji	Pozitivna
Coughenour in Singer, 1996	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming, Yellowstone	Število odraslih samcev na 100 odraslih samic	Delež moških v populaciji	Negativna
Simard in sod., 2012	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Delež samcev v odstrelu	Delež moških v populaciji	Pozitivna
Solberg in Sæther, 1994	<i>Alces alces</i>	Norveška, Vefsn Valley	Delež samcev v populaciji	Delež moških v populaciji	Negativna
Solberg in sod., 2005	<i>Alces alces</i>	Norveška	Ocena gostote na podlagi sprememb spolnega razmerja	Delež moških v populaciji	Pozitivna

Priloga 6: Pregled preučevanih znakov iz skupine reprodukcija

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Mediana datuma poleganja	Čas poleganja	Neznačilna
Clutton-Brock in sod., 1992	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Letna mediana datuma poleganja	Čas poleganja	Negativna
Forchhammer in sod., 2001	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Datum poleganja	Čas poleganja	Negativna
Albon in sod., 2000	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Število ženskih mladičev na odraslo samico	Prirastek populacije	Negativna
Bailey, 1991	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Colorado	Število mladičev na odrasle živali	Prirastek populacije	Šibka pozitivna
Bailey, 1991	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Colorado	Število mladičev na starejšo samico	Prirastek populacije	Negativna
Bjørneraas in sod., 2009	<i>Alces alces</i>	Norveška	Število mladičev na odraslo samico	Prirastek populacije	Negativna
Braza in sod., 1990	<i>Dama dama</i>	Španija, JZ, park Donana	Število mladičev na 100 odraslih samic	Prirastek populacije	Negativna
Capurro in sod., 1997	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Italija, Alpe	Stopnja rasti populacije	Prirastek populacije	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Spomladansko število mladičev na odraslo samico	Prirastek populacije	Negativna
Coughenour in Singer, 1996	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming, Yellowstone	Prirastek na osebek	Prirastek populacije	Negativna
			Število enoletnih samcev na 100 odraslih samic	Prirastek populacije	Negativna
			Število mladičev na 100 odraslih samic	Prirastek populacije	Šibka negativna
			Stopnja poletnega prirastka mladičev	Prirastek populacije	Negativna
Douglas in Leslie, 1986	<i>Ovis canadensis</i>	ZDA, Nevada	Število mladičev na 100 odraslih samic	Prirastek populacije	Negativna
Focardi in sod., 2002	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Tredozio	Število mladičev na odraslo samico	Prirastek populacije	Negativna
Forchhammer in sod., 2001	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Število mladičev na odraslo samico	Prirastek populacije	Neznačilna
Gaillard in sod., 1993a	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Jesensko število mladičev na vodečo samico	Prirastek populacije	Negativna
Gilbert in Raedeke, 2004	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Washington	Delež mladičev na eno in večletne samice	Prirastek populacije	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 6: Pregled preučevanih znakov iz skupine reprodukcija

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Houston in Stevens, 1988	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Washington, Olympic National Park	Reprodukcija tri in štiri letnih samic	Prirastek populacije	Negativna
Jorgenson in sod., 1993	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Delež mlečnih dvoletnih samic	Prirastek populacije	Negativna
Jorgenson in sod., 1993	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Sheep river	Delež mlečnih dvoletnih samic	Prirastek populacije	Neznačilna
Kaji in sod., 1988	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Nakanoshima	Število mladičev na 100 odraslih samic	Prirastek populacije	Negativna
Keyser in sod., 2005a	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, JV del	Delež mladičev pri starosti 0,5 leta	Prirastek populacije	Negativna
Lubow in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Colorado, Estes Valley	Prirastek mladičev	Prirastek populacije	Negativna
		ZDA, Colorado, Rocky Mountain National Park	Prirastek mladičev	Prirastek populacije	Negativna
Pioz in sod., 2008	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Francija, Les Bauges, Alpe	Reprodukcijski uspeh mlajših samic	Prirastek populacije	Negativna
			Reprodukcijski uspeh srednje starih samic	Prirastek populacije	Negativna
Simard in sod., 2010	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Stopnja laktacije 10 in več letnih samic	Prirastek populacije	Negativna
			Stopnja laktacije 3 – 4 letnih samic	Prirastek populacije	Negativna
			Stopnja laktacije 5 – 9 letnih samic	Prirastek populacije	Negativna
			Stopnja laktacije dve in več letnih samic	Prirastek populacije	Negativna
			Stopnja laktacije dveletnih samic	Prirastek populacije	Negativna
Skogland, 1985	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, južni del in otok Svalbard	Število enoletnih živali na 100 samic	Prirastek populacije	Negativna
Solberg in sod., 1999	<i>Alces alces</i>	Norveška, Vefsn Valley	Število mladičev na samico	Prirastek populacije	Negativna
Solberg in sod., 2001	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Svalbard	Število mladičev na samico	Prirastek populacije	Negativna
Swenson, 1985	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Montana	Število mladičev na 100 odraslih samic	Prirastek populacije	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 6: Pregled preučevanih znakov iz skupine reprodukcija

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Taper in Gogan, 2002	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming, Yellowstone	Število mladičev na odraslo samico	Prirastek populacije	Negativna
Vincent in sod., 1995	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Stopnja rasti populacije	Prirastek populacije	Negativna
Festa-Bianchet in sod., 2003	<i>Oreamnos americanus</i>	Kanada, Alberta, Caw Ridge	Število mladičev na samico pozimi	Prirastek populacije	Negativna
	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Delež srednje starih samic od odraslih samic	Struktura populacije	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1991	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Delež nad 25 mesečnih samic z dvojčki	Velikost legla	Negativna
Coulson in sod., 2000	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Delež samic z dvema mladičema	Velikost legla	Negativna
			Delež samic z enim mladičem	Velikost legla	Neznačilna
	<i>Saiga tatarica</i>	Kazahstan, Betpak-Dala	Delež samic z dvema mladičema	Velikost legla	Negativna
			Delež samic z enim mladičem	Velikost legla	Negativna
Focardi in sod., 2002	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Tredozio	Velikost legla	Velikost legla	Neznačilna
Forchhammer in sod., 2001	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Verjetnost dvojčkov	Velikost legla	Negativna
Herrero in sod., 2008	<i>Sus scrofa</i>	Španija, JZ Pireneji in ob reki Ebro	Velikost legla	Velikost legla	Neznačilna
Houston in Stevens, 1988	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Washington, Olympic National Park	Delež dvojčkov	Velikost legla	Negativna
Kilpatrick in sod., 2001	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Connecticut, Bluff Point Coastal Reserve	Delež traktov z dvema fetusoma	Velikost legla	Negativna
Kucera, 1997	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Kalifornija, Sierra Nevada	Velikost legla	Velikost legla	Neznačilna

Priloga 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Adamič in Kotar, 1983	<i>Capreolus capreolus</i>	Slovenija	Telesna masa dve in več letnih samcev	Telesna masa	Šibka negativna
			Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Šibka negativna
			Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesne masa dve in večletnih samic	Telesna masa	Negativna
	<i>Cervus elaphus</i>	Slovenija	Telesne masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa 3 - 12 letnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa odraslih samic	Telesna masa	Šibka negativna
			Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
			Srednja rojstna masa ženskih telet	Telesna masa	Neznačilna
Albon in sod., 1987	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum			
Ashley in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Ontario	Masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Masa samcev starejših od 2,5 let	Telesna masa	Negativna
			Masa samic starejših od 2,5 let	Telesna masa	Negativna
			Masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Bardsen in Tveraa, 2012	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Finnmark	Jesenska telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa mlečnih samic jeseni	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa mlečnih samic spomladi	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa nemlečnih samic jeseni	Telesna masa	Šibka negativna
			Telesna masa nemlečnih samic spomladi	Telesna masa	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Bonenfant in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	Francija, Petite Pierre	Razlika telesnih mas dve in večletnih samcev in samic	Telesna masa	Negativna
			Razlika telesnih mas enoletnih samcev in samic	Telesna masa	Negativna
			Razlika telesnih mas moških in ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dve in več letnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dve in več letnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Braza in sod., 1990	<i>Dama dama</i>	Španija, JZ, Donana	Telesna masa mladičev ob rojstvu	Telesna masa	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Srednja rojstna masa mladičev	Telesna masa	Neznačilna
Clutton-Brock in sod., 1992	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Rojstna telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa 28 mesečnih živali	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa enoletnih živali	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa štirimesečnih mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa pet in več letnih samcev	Telesna masa	Negativna
Ferguson in sod., 2000	<i>Alces alces</i>	Kanada, Newf., Ont.	Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa štiri in več letnih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa ob rojstvu	Telesna masa	Negativna
Forchhammer in sod., 2001	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Telesna masa ob rojstvu	Telesna masa	Negativna
Gaillard in sod., 1993a	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Zimska telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Zimska telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Šibka negativna
Gaillard in sod., 1996	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Zimska telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Zimska telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
		Francija, Trois Font.	Zimska telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Neznačilna
			Zimska telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Neznačilna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Garel in sod., 2011	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Francija, Alpe	Telesna masa mladih živali	Telesna masa	Negativna
Gilbert in Raedeke, 2004	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Washington	Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Herrero in sod., 2008	<i>Sus scrofa</i>	Španija, JZ Pireneji, Ebro	Telesna masa 13 – 24 mesečnih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa 6 – 12 mesečnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dve in več letnih samic	Telesna masa	Negativna
Hewison in sod., 2002	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
		Francija, Dourdan	Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
Hjeljord in Histol, 1999	<i>Alces alces</i>	Norveška, JV del	Telesna masa enoletnih živali	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa nevodečih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa vodečih samic	Telesna masa	Negativna
Houston in Stevens, 1988	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Washington, ON Park	Telesna masa dveletnih živali	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dveletnih živali	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih živali	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih živali	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa pet in več letnih samcev	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa štiri in več letnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa triletnih osebkov	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa triletnih samcev	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa triletnih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Neznačilna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Kaji in sod., 1988	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Nakanoshima	Srednja telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Srednja telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Šibka negativna
			Srednja telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Srednja telesna masa starejših samcev	Telesna masa	Negativna
			Srednja telesna masa starejših samic	Telesna masa	Negativna
			Srednja telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Keyser in sod., 2006	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, JV del	Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
Kie in sod., 1983	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder	Telesna masa odraslih živali	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa mladičev	Telesna masa	Neznačilna
			Transportna telesna mas mladičev	Telesna masa	Negativna
			Transportna telesna masa odraslih živali	Telesna masa	Negativna
Kilpatrick in sod., 2001	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Connecticut, Bluff Point	Telesna masa odraslih samic	Telesna masa	Negativna
Kjellander in sod., 2006	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
		Švedska, Bogesund	Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
		Francija, Chize	Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
		Švedska, Bogesund	Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Kucera, 1997	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Kalifornija, Sierra Nevada	Skupna telesna masa trupel	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa očiščenih trupel	Telesna masa	Negativna
LeBlanc in sod., 2001	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Telesna masa dveletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dveletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa štiriletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa štiriletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa triletnih samic	Telesna masa	Šibka negativna
			Telesna masa triletnih samcev	Telesna masa	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Mysterud in sod., 2001a	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška, JV del	Telesna masa eno in več letnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa eno in več letnih samcev	Telesna masa	Negativna
Nelson in Phillips., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa odraslih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa odraslih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Negativna
Pelabon in van Breukelen, 1998	<i>Capreolus capreolus</i>	Nizozemska, Waterleidingduinen	Telesna masa mladih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa odraslih srnjakov	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
Pettorelli in sod., 2001	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Pettorelli in sod., 2002	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Telesna masa 4 - 10 letnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa 4 - 10 letnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa odraslih samic	Telesna masa	Negativna
Rodriguez-Hidalgo in sod., 2010	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, Castilla-La Mancha	Telesna masa odraslih samic	Telesna masa	Negativna
Sams in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Oklahoma, Seq. St. Park	Telesna masa odraslih samic	Telesna masa	Negativna
Shea in sod., 1992	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Florida, Parker Wildlife	Skupna telesna masa enoletnih samcev	Telesna masa	Šibka negativna
Skogland, 1990	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, Harddangervidda	Telesna masa ob rojstvu	Telesna masa	Negativna
Solberg in Sæther, 1994	<i>Alces alces</i>	Norveška, Vefsn Valley	Telesna masa 5 - 8 letnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dve in več letnih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa dveletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa štiriletnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa triletnih samcev	Telesna masa	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 7: Pregled preučevanih znakov iz skupine telesna masa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Solberg in sod., 1999	<i>Alces alces</i>	Norveška, Vefsn Valley	Telesna masa enoletnih samic	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa tri in večletnih samic	Telesna masa	Neznačilna
Tiilikainen in sod., 2010	<i>Alces alces</i>	Finska, južni del	Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
Toigo in sod., 2006	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Telesna kondicija mladičev	Telesna masa	Neznačilna
			Zimska telesna masa moških mladičev	Telesna masa	Negativna
			Zimska telesna masa ženskih mladičev	Telesna masa	Negativna
Vincent in sod., 1995	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Telesna masa dve in več letnih samcev	Telesna masa	Negativna
			Telesna masa dve in več letnih samic	Telesna masa	Neznačilna
			Telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
Weladji in Holand, 2003	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, osrednji del	Jesenska telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Poletna telesna masa mladičev	Telesna masa	Negativna
			Stopnja rasti mladičev	Telesna masa	Negativna
Yoccoz in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška, osrednji del	Izguba telesne mase samcev med rukom	Telesna masa	Negativna

Priloga 8: Pregled preučevanih znakov iz skupine lastnosti delov telesa

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Kie in Bowyer, 1999	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife Refuge	Indeks obledvične tolšče samcev	Indeks ledvične tolšče	Negativna
			Indeks obledvične tolšče samic	Indeks ledvične tolšče	Negativna
Kie in sod., 1983	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife Refuge	Indeks obledvične tolšče odraslih živali	Indeks ledvične tolšče	Negativna
			Indeks obledvične tolšče mladičev	Indeks ledvične tolšče	Neznačilna
Nelson in Phillips., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Indeks obledvične tolšče samic	Indeks ledvične tolšče	Negativna
Sams in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Oklahoma, Sequoyah State Park	Indeks obledvične tolšče	Indeks ledvične tolšče	Pozitivna
Vicente in sod., 2007	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, južni centralni del	Indeks obledvične tolšče	Indeks ledvične tolšče	Negativna
Kie in sod., 1983	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife Refuge	Masa nadledvičnih žlez odraslih živali	Masa organov	Negativna
			Masa nadledvičnih žlez mladičev	Masa organov	Neznačilna
			Relativna masa nadledvične žleze odraslih živali	Masa organov	Neznačilna
			Relativna masa nadledvične žleze mladičev	Masa organov	Negativna
Sams in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Oklahoma, Sequoyah State Park	Relativna masa nadledvične žleze	Masa organov	Negativna
			Relativna masa srca, jeter, ledvic in timusa	Masa organov	Pozitivna
Serrano in sod., 2011	<i>Capra pyrenaica</i>	Španija, Sierra Nevada	Masa ledvic	Masa organov	Negativna
			Masa ledvične tolšče	Masa organov	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 8: Pregled preučevanih znakov iz skupine lastnosti delov telesa

Kie in Bowyer, 1999	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife Refuge	Tolščavost mozga stegenice samcev	Tolščavost	Negativna
			Tolščavost mozga stegenice samic	Tolščavost	Negativna
Kie in sod., 1983	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife Refuge	Tolščavost mozga stegenice mladičev	Tolščavost	Neznačilna
			Tolščavost mozga stegenice odraslih živali	Tolščavost	Negativna
Kilpatrick in sod., 2001	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Connecticut, Bluff Point Coastal Reserve	Indeks tolščavosti odraslih samic	Tolščavost	Negativna
Stewart in sod., 2005	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Oregon, Starkey	Debelina stegenske tolšče	Tolščavost	Negativna

Priloga 9: Pregled preučevanih znakov iz skupine skeletna velikost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Ashley in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Ontario	Dolžina zadnje noge 2,5 letnih samcev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge enoletnih samcev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge mladičev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge moških mladičev	Dolžina noge	Šibka negativna
			Dolžina zadnje noge ženskih mladičev	Dolžina noge	Negativna
Kaji in sod., 1988	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Nakanoshima	Dolžina zadnje noge enoletnih samcev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge enoletnih samic	Dolžina noge	Neznačilna
			Dolžina zadnje noge moških mladičev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge starejših samcev	Dolžina noge	Neznačilna
			Dolžina zadnje noge starejših samic	Dolžina noge	Neznačilna
Sams in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Oklahoma, Sequoyah State Park	Dolžina zadnje noge ženskih mladičev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge	Dolžina noge	Negativna
Serrano in sod., 2007	<i>Dama dama</i>	Francija, Toulouse	Dolžina metacarpusa pri samcih	Dolžina noge	Šibka negativna
Toigo in sod., 2006	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Dolžina metacarpusa pri samicah	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge moških mladičev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge ženskih mladičev rojenih v sušnih poletjih	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge ženskih mladičev rojenih v vlažnih poletjih	Dolžina noge	Šibka negativna
Zannèse in sod., 2006b	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, provinca Tarn	Dolžina zadnje noge moških mladičev	Dolžina noge	Negativna
			Dolžina zadnje noge ženskih mladičev	Dolžina noge	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 9: Pregled preučevanih znakov iz skupine skeletna velikost

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Kaji in sod., 1988	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Nakanoshima	Obseg prsnega koša enoletnih samcev	Obseg prsnega koša	Negativna
			Obseg prsnega koša enoletnih samic	Obseg prsnega koša	Negativna
			Obseg prsnega koša moških mladičev	Obseg prsnega koša	Negativna
			Obseg prsnega koša starejših samcev	Obseg prsnega koša	Negativna
			Obseg prsnega koša starejših samic	Obseg prsnega koša	Negativna
			Obseg prsnega koša ženskih mladičev	Obseg prsnega koša	Negativna
Sams in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Oklahoma, Sequoyah State Park	Obseg prsnega koša odraslih samic	Obseg prsnega koša	Negativna
Azorit in sod., 2003	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, Sierra Morena	Dolžina čeljustnice	Velikost čeljustnice	Negativna
Ferguson in sod., 2000	<i>Alces alces</i>	Kanada, Newfoundland in Ontario	Konstanta rasti spodnje čeljustnice samic	Velikost čeljustnice	Negativna
Hewison in sod., 1996b	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Minimalna višina diasteme pri samcih	Velikost čeljustnice	Negativna
			Minimalna višina diasteme pri samicah	Velikost čeljustnice	Neznačilna
			Povprečna generacijska dolžina čeljustnice samic	Velikost čeljustnice	Negativna
			Povprečna generacijska dolžina čeljustnice samcev	Velikost čeljustnice	Negativna
Nugent in Frampton, 1994	<i>Dama dama</i>	Nova Zelandija	Dolžina spodnje čeljustnice	Velikost čeljustnice	Šibka negativna
Skogland, 1983	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška	Dolžina spodnje čeljustnice odraslih samic	Velikost čeljustnice	Negativna

Priloga 10: Pregled preučevanih znakov iz skupine razvoj skeleta in rogovja

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Eggeman in sod., 2009	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Montana, Gallatin	Nihajoča asimetrija dolžine rogovja	Asimetrija rasti	Šibka pozitivna
			Nihajoča asimetrija točk rogovja	Asimetrija rasti	Šibka negativna
		ZDA, Montana, Gravelly	Nihajoča asimetrija dolžine rogovja	Asimetrija rasti	Šibka pozitivna
			Nihajoča asimetrija točk rogovja	Asimetrija rasti	Šibka negativna
		ZDA, Montana, Madison	Nihajoča asimetrija dolžine rogovja	Asimetrija rasti	Šibka negativna
			Nihajoča asimetrija točk rogovja	Asimetrija rasti	Šibka pozitivna
		ZDA, Montana, North Yellowstone	Nihajoča asimetrija dolžine rogovja	Asimetrija rasti	Šibka pozitivna
			Nihajoča asimetrija točk rogovja	Asimetrija rasti	Šibka negativna
Pelabon in van Breukelen, 1998	<i>Capreolus capreolus</i>	Nizozemska, Waterleidingduinen	Asimetrija rogovja lanščakov	Asimetrija rasti	Pozitivna
			Asimetrija rogovja mladih srnjakov	Asimetrija rasti	Neznačilna
			Asimetrija rogovja odraslih srnjakov	Asimetrija rasti	Šibka pozitivna
			Nihajoča asimetrija čeljusti	Asimetrija rasti	Pozitivna
Serrano in sod., 2008a	<i>Dama dama</i>	Francija, Toulouse	Masa rogovja šest in večletnih samcev	Masa rogovja	Šibka negativna
Adamič in Kotar, 1983	<i>Cervus elaphus</i>	Slovenija	Mediana mase rogovja zrelih samcev	Masa rogovja	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Masa rogovja	Masa rogovja	Negativna
Kruuk in sod., 2002	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Masa rogovja	Masa rogovja	Neznačilna
Smith, 1998	<i>Cervus elaphus</i>	ZDA, Wyoming	Starost pri okostenitvi metacarpusa pri samcih	Razvoj skeleta	Negativna
Serrano in sod., 2007	<i>Dama dama</i>	Francija, Toulouse	Starost pri okostenitvi metacarpusa pri samicah	Razvoj skeleta	Negativna
Kaji in sod., 1988	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Nakanoshima	Število parožkov enoletnih samcev	Število parožkov	Negativna
			Število parožkov štiri in več letnih samcev	Število parožkov	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 10: Pregled preučevanih znakov iz skupine razvoj skeleta in rogovja

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Kie in sod., 1983	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Texas, Welder Wildlife	Število parožkov	Število parožkov	Negativna
Nelson in Phillips., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Delež enoletnih šilarjev	Število parožkov	Negativna
			Število parožkov odraslih samcev	Število parožkov	Neznačilna
Shea in sod., 1992	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Florida, Parker Wildlife	Število parožkov enoletnih samcev	Število parožkov	Neznačilna
Tiilikainen in sod., 2010	<i>Alces alces</i>	Finska, južni del	Število parožkov	Število parožkov	Neznačilna
Ashley in sod., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Ontario	Premier stebila rogov 2,5 letnih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Premier stebila rogovja enoletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1985a	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Mediana dolžine rogovja enoletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
Houston in Stevens, 1988	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Washington, ON Park	Dolžina rogov dvoletnih samcev	Velikost rogov	Neznačilna
			Dolžina rogov enoletnih samec	Velikost rogov	Negativna
Jorgenson in sod., 1998	<i>Ovis canadensis</i>	Kanada, Alberta, Ram Mountain	Debelina rogov samcev mlajših od 6 let	Velikost rogov	Negativna
			Dolžina rogov triletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Dolžina rogov petletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Dolžina rogov sedemletnih samcev	Velikost rogov	Neznačilna
			Neto prirastek rogov triletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Neto prirastek rogov petletnih samcev	Velikost rogov	Neznačilna
			Neto prirastek rogov šest in več letnih samcev	Velikost rogov	Neznačilna
			Neto sprememba debeline rogov	Velikost rogov	Neznačilna
Kaji in sod., 1988	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Nakanoshima	Dolžina rogovja enoletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Dolžina rogovja štiri in več letnih samcev	Velikost rogov	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 10: Pregled preučevanih znakov iz skupine razvoj skeleta in rogovja

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Keyser in sod., 2006	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, JV del	Mere rogovja	Velikost rogov	Negativna
Nelson in Phillips., 1998	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Premier veje rogovja	Velikost rogov	Negativna
Pelabon in van Breukelen, 1998	<i>Capreolus capreolus</i>	Nizozemska, Waterleidingduinen	Relativna velikost rogovja enoletnih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Relativna velikost rogovja mladih samcev	Velikost rogov	Negativna
			Relativna velikost rogovja starih samcev	Velikost rogov	Negativna
Schmidt in sod., 2001	<i>Cervus elaphus</i>	Škotska, Rum	Dolžina rogovja 16 mesečnih samcev	Velikost rogov	Negativna
Schmidt in sod., 2007	<i>Alces alces</i>	Aljaska	Velikost rogovja	Velikost rogov	Negativna
Shea in sod., 1992	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Florida	Dolžina rogovja enoletnih samcev	Velikost rogov	Šibka negativna
Tiilikainen in sod., 2010	<i>Alces alces</i>	Finska, južni del	Razmik rogovja	Velikost rogov	Negativna
Vanpe in sod., 2007	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Velikost rogovja	Velikost rogov	Negativna
		Francija, Trois Fontaines	Velikost rogovja	Velikost rogov	Neznačilna
		Švedska, Bogesund	Velikost rogovja	Velikost rogov	Neznačilna
Weladji in sod., 2005	<i>Rangifer tarandus</i>	Norveška, osrednji del	Srednja relativna dolžina rogovja samcev	Velikost rogov	Pozitivna
			Srednja relativna dolžina rogovja samic	Velikost rogov	Pozitivna

Priloga 11: Pregled preučevanih znakov iz skupine obnašanje živali

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Gaillard in sod., 2008b	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Chize	Disperzijska razdalja	Disperzija osebkov	Neznačilna
			Stopnja disperzije	Disperzija osebkov	Neznačilna
		Francija, Dourdan	Disperzijska razdalja	Disperzija osebkov	Neznačilna
			Stopnja disperzije	Disperzija osebkov	Neznačilna
		Švedska, Bogesund	Disperzijska razdalja	Disperzija osebkov	Neznačilna
			Stopnja disperzije	Disperzija osebkov	Neznačilna
Mysterud in sod., 2011	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška, južni del	Delež migrantov	Disperzija osebkov	Negativna
Kilpatrick in sod., 2001	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Connecticut, Bluff Point Coastal Reserve	Velikost domačega okoliša	Velikost okoliša	Pozitivna
Vincent in sod., 1995	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Velikost domačega okoliša dve in večletnih samcev	Velikost okoliša	Negativna
			Velikost domačega okoliša dve in večletnih samic	Velikost okoliša	Neznačilna
			Velikost domačega okoliša enoletnih živali	Velikost okoliša	Negativna
Borkowski, 2000	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Honshu	Srednja mesečna velikost tropa	Velikost tropa	Pozitivna
			Srednji delež neaktivnih živali	Velikost tropa	Pozitivna
Houston in Stevens, 1988	<i>Oreamnos americanus</i>	ZDA, Washington, Olympic National Park	Velikost tropov v juniju	Velikost tropa	Pozitivna
Pepin in Gerard, 2008	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Francija, Pireneji, rezervat Orlu	Velikost tropa	Velikost tropa	Pozitivna
Toigo in sod., 1996	<i>Capra ibex</i>	Francija, Alpe	Delež samotarskih samcev	Velikost tropa	Pozitivna
			Srednja velikost tropa	Velikost tropa	Pozitivna
			Tipična velikost tropa	Velikost tropa	Pozitivna
Vincent in sod., 1995	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Velikost tropa	Velikost tropa	Pozitivna

Priloga 12: Pregled preučevanih znakov iz skupine neposredni cenzusi

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Acevedo in sod., 2008	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, Centralni plato	Kilometrski indeks – osebk	Kilometrski indeks	Pozitivna
			Kilometrski indeks – skupine	Kilometrski indeks	Pozitivna
Garel in sod., 2010b	<i>Cervus elaphus</i>	Francija, Petite Pierre National reserve	Število skupin živali na kilometer	Kilometrski indeks	Pozitivna
			Število živali opaženih na kilometer	Kilometrski indeks	Pozitivna
Vincent in sod., 1991	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Število opaženih živali na km	Kilometrski indeks	Pozitivna
Vincent in sod., 1996	<i>Dama dama</i>	Francija, Foret Domaniale of Buzet, Toulouse	Kilometrski indeks	Kilometrski indeks	Pozitivna
Ericsson in Wallin, 1999	<i>Alces alces</i>	Švedska, osrednji del	Število živali opaženih na lovca na dan	Opažanja lovcev	Pozitivna
McIntosh in sod., 1995	<i>Capreolus capreolus</i>	Anglija, Kielder forest	Število opaženih živali na uro lova	Opažanja lovcev	Pozitivna
Mysterud in sod., 2007	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška	Število opaženih samcev med lovom	Opažanja lovcev	Pozitivna
Pettorelli in sod., 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Število opaženih samcev na lovca na dan	Opažanja lovcev	Šibka pozitivna
Simard in sod., 2012	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Število živali opaženih na lovca na dan	Opažanja lovcev	Pozitivna
Solberg in Sæther, 1999	<i>Alces alces</i>	Norveška, Vefsn Valley	Število živali opaženih na lovca na dan	Opažanja lovcev	Pozitivna
Solberg in sod., 2010	<i>Alces alces</i>	Norveška, Vega	Število živali opaženih na lovca na dan	Opažanja lovcev	Neznačilna
Timmermann in sod., 1993	<i>Alces alces</i>	Kanada, Ontario	Povprečno število videnih živih živali na lovca	Opažanja lovcev	Neznačilna
Focardi in sod., 2005	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Castelporziano	Število osebkov na transektu	Štetje na transektih	Pozitivna
Franzetti in sod., 2012	<i>Sus scrofa</i>	Italija, Castelporziano	Število skupin živali na transektu	Štetje na transektih	Pozitivna
Gilbert in Raedeke, 2004	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Washington	Ocena gostote s štetjem z lučjo na transektih	Štetje na transektih	Pozitivna
Loison in sod., 2006	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Francija, Alpe	Število živali opaženih na transektu	Štetje na transektih	Pozitivna
Loison in sod., 2006	<i>Rupicapra pyrenaica</i>	Francija, Pirineji, Bazes	Število živali opaženih na transektu	Štetje na transektih	Pozitivna
Pepin in Gerard, 2008	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Francija, Pirineji, rezervat Orlu	Število skupin živali na transektu	Štetje na transektih	Pozitivna
Vincent in sod., 1996	<i>Dama dama</i>	Francija, Foret Domaniale of Buzet, Toulouse	Ocena gostote populacije na pasovnih transektih	Štetje na transektih	Pozitivna

Priloga 13: Pregled preučevanih znakov iz skupine plodnost posredni cenzusi

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Acevedo in sod., 2007	<i>Sus scrofa</i>	Španija, Ciudad Real	Frekvenca iztrebkov na ploskvah	Gostota sledov	Pozitivna
Acevedo in sod., 2008	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, Centralni plato	Frekvenca iztrebkov na ploskvah	Gostota sledov	Šibka pozitivna
			Število kupčkov iztrebkov z 10 in več iztrebki	Gostota sledov	Šibka pozitivna
			Število kupčkov iztrebkov z 15 in več iztrebki	Gostota sledov	Šibka pozitivna
			Število kupčkov iztrebkov z 20 in več iztrebki	Gostota sledov	Pozitivna
Forsyth in sod., 2007	<i>Cervus elaphus</i>	Nova Zelandija	Delež ploskev z vsaj enim nedotaknjenim iztrebkom	Gostota sledov	Pozitivna
			Število kupčkov z vsaj enim nedotaknjenim iztrebkom	Gostota sledov	Pozitivna
			Število nedotaknjenih iztrebkov	Gostota sledov	Pozitivna
Mandujano, 2005	<i>Odocoileus virginianus</i>	Mehika, osrednja zahodna obala	Število sledi na 500 m	Gostota sledov	Pozitivna
Mayle in sod., 2000	<i>Capreolus capreolus</i>	Anglija	Število stečin na 100 m gozdnega robu	Gostota sledov	Pozitivna
	<i>Dama dama</i>	Anglija	Število stečin na 100 m gozdnega robu	Gostota sledov	Pozitivna
Rowcliffe in sod., 2008	<i>Hydropotes inermis</i>	Anglija, Bedfordshire	Število fotografij na 12 ur	Gostota sledov	Pozitivna
	<i>Muntiacus reevesi</i>	Anglija, Bedfordshire	Število fotografij na 12 ur	Gostota sledov	Pozitivna
McIntosh in sod., 1995	<i>Capreolus capreolus</i>	Anglija, Kielder forest	Število ur za odstrel ene živali	Lovni napor	Šibka negativna
Timmermann in sod., 1993	<i>Alces alces</i>	Kanada, Ontario	Delež uspešnih lovov	Lovni napor	Negativna
			Povprečno število dni lova za eno žival	Lovni napor	Neznačilna
Uno in sod., 2006	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Hokkaido	Napor za uplenitev ene živali	Lovni napor	Neznačilna
			Napor, da opaziš eno žival	Lovni napor	Neznačilna

Priloga 14: Pregled preučevanih znakov iz skupine statistika odvzema

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Imperio in sod., 2010	<i>Cervus elaphus</i>	Italija, Castelporziano	Odstrel korigiran za lovni napor	Odstrel	Neznačilna
	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Castelporziano	Odstrel korigiran za lovni napor	Odstrel	Pozitivna
	<i>Dama dama</i>	Italija, Castelporziano	Odstrel korigiran za lovni napor	Odstrel	Pozitivna
	<i>Sus scrofa</i>	Italija, Castelporziano	Odstrel korigiran za lovni napor	Odstrel	Pozitivna
Mysterud in sod., 2007	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška	Število uplenjenih živali	Odstrel	Pozitivna
Pettorelli in sod., 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Število uplenjenih živali na lovca na dan	Odstrel	Neznačilna
Simard in sod., 2012	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Število živali uplenjenih na lovca	Odstrel	Šibka pozitivna
Timmermann in sod., 1993	<i>Alces alces</i>	Kanada, Ontario	Delež mladičev v jesenskem odstrelu	Odstrel	Pozitivna

Priloga 15: Pregled preučevanih znakov iz skupine vpliv na vegetacijo

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Akashi in Terazawa, 2005	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Hokkaido	Prisotnost obgrizenja <i>Larix kaempferi</i>	Delež poškodovanih dreves	Pozitivna
			Prisotnost obgrizenja <i>Abies sachalinensis</i>	Delež poškodovanih dreves	Neznačilna
Hornberg, 2001	<i>Alces alces</i>	Švedska	Delež poškodovanih nasadov <i>Pinus sp.</i>	Delež poškodovanih dreves	Neznačilna
Balگوoyen in Waller, 1995	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Wisconsin, Apostle Islands	Število vrst zelišč	Diverziteta indikatorskih vrst	Neznačilna
Horsley in sod., 2003	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Število vrst na površino	Diverziteta indikatorskih vrst	Negativna
Randall in Walters, 2011	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Michigan	Bogastvo vrst v gozdnem mladju	Diverziteta indikatorskih vrst	Negativna
Tilghman, 1989	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Število drevesnih vrst v mladju višjih od 0,9 m	Diverziteta indikatorskih vrst	Negativna
Horsley in sod., 2003	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Delež ploskev z dominanco <i>Fagus grandifolia</i>	Dominanca indikatorskih vrst	Neznačilna
			Delež ploskev z dominanco <i>Prunus serotina</i>	Dominanca indikatorskih vrst	Negativna
			Delež ploskev z dominanco <i>Acer rubrum</i>	Dominanca indikatorskih vrst	Negativna
			Delež ploskev z dominanco <i>Betula alleghaniensis</i> in <i>nigra</i>	Dominanca indikatorskih vrst	Negativna
Akashi in sod., 2011	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Hokkaido	Gostota gozdnega mladja	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
Gill in Morgan, 2010	<i>Cervidae</i>	Anglija	Gostota mladja do višine 30 cm	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
			Gostota mladja višjega od 30 cm	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
Horsley in sod., 2003	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Gostota <i>Acer pensylvanicum</i> in <i>rubrum</i> ter <i>Fagus gradifolia</i>	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
			Gostota <i>Betula alleghaniensis</i> in <i>nigra</i>	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
			Gostota mladja do višine 30 cm	Gostota indikatorskih vrst	Neznačilna
			Gostota <i>Prunus serotina</i>	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
Randall in Walters, 2011	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Michigan	Gostota stebel lesnih vrst 0,25 – 0,9 m	Gostota indikatorskih vrst	Pozitivna
			Gostota stebel lesnih vrst 0,9 – 1,5 m	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
			Gostota stebel lesnih vrst 1,5 – 4,0 m	Gostota indikatorskih vrst	Negativna

Se nadaljuje

Nadaljevanje priloge 15: Pregled preučevanih znakov iz skupine vpliv na vegetacijo

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Tilghman, 1989	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Gostota na objedanje občutljivih vrst mladja	Gostota indikatorskih vrst	Šibka negativna
Tremblay in sod., 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Gostota mladja <i>Abies balsamea</i>	Gostota indikatorskih vrst	Negativna
Clutton-Brock in sod., 1991	<i>Ovis aries</i>	Škotska, Hirta	Biomasa rastlinja na površino v avgustu	Pogostost indikatorskih vrst	Negativna
Horsley in sod., 2003	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Pogostost praproti	Pogostost indikatorskih vrst	Negativna
			Pogostost <i>rubus sp.</i>	Pogostost indikatorskih vrst	Negativna
			Pogostost trav in ostričevk	Pogostost indikatorskih vrst	Negativna
Tilghman, 1989	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Pokritost tal z <i>rubus sp.</i>	Pogostost indikatorskih vrst	Negativna
Balگوoyen in Waller, 1995	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Wisconsin, Apostle Islands	Število listov <i>Clintonia borealis</i>	Razvitost indikatorskih vrst	Negativna
			Višina poganjkov <i>Clintonia borealis</i>	Razvitost indikatorskih vrst	Negativna
Horsley in sod., 2003	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Višina najvišjega poganjka nizko vseh vrst	Razvitost indikatorskih vrst	Neznačilna
			Višina najvišjega poganjka visoko vseh vrst	Razvitost indikatorskih vrst	Negativna
Koh in sod., 2010	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Ontario	Maksimalna višina <i>Trillium grandiflorum</i>	Razvitost indikatorskih vrst	Negativna
Tilghman, 1989	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Pennsylvania	Povprečna višina najvišjega gozdnega mladja	Razvitost indikatorskih vrst	Negativna
Tremblay in sod., 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Višina mlada <i>Abies balsamea</i>	Razvitost indikatorskih vrst	Negativna
Motta 1996,	<i>Capreolus capreolus</i>	Italija, Zahodne Alpe	Smrtnost rastlin zaradi guljenja od oguljenih	Smrtnost indikatorskih vrst	Pozitivna
Motta 1996,	<i>Cervus elaphus</i>	Italija, Zahodne Alpe	Smrtnost rastlin zaradi objedanja od objedenih	Smrtnost indikatorskih vrst	Pozitivna
Tremblay in sod., 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	Kanada, Quebec, Anticosti Island	Letna stopnja smrtnosti mladja <i>Abies balsamea</i>	Smrtnost indikatorskih vrst	Pozitivna

Priloga 16: Pregled preučevanih znakov iz skupine objedenost rastlin

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Acevedo in sod., 2008	<i>Cervus elaphus</i>	Španija, Centralni plato	Indeks objedenosti nizko všečnih vrst Indeks objedenosti visoko všečnih vrst	Objedenost Objedenost	Neznačilna Pozitivna
Akashi in sod., 2011	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Hokkaido	Delež objedenosti gozdnega mladja	Objedenost	Pozitivna
Balگوoyen in Waller, 1995	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Wisconsin, Apostle Islands	Indeks objedenosti <i>Acer saccharum</i>	Objedenost	Pozitivna
Chevrier in sod., 2012	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Trois Fontaines	Indeks objedenosti <i>Quercus petraea in robur</i>	Objedenost	Pozitivna
Hornberg, 2001	<i>Alces alces</i>	Švedska	Indeks objedenosti	Objedenost	Pozitivna
Jerina in sod., 2008	<i>Capreolus capreolus</i>	Slovenija	Objedenost gozdnega mladja	Objedenost	Neznačilna
	<i>Rupicapra rupicapra</i>	Slovenija	Objedenost gozdnega mladja	Objedenost	Neznačilna
	<i>Cervus elaphus</i>	Slovenija	Objedenost gozdnega mladja	Objedenost	Pozitivna
Kamler in sod., 2010	<i>Cervus elaphus</i>	Češka, Kralicky Snežnik	Objedenost <i>Sorbus aucuparia</i>	Objedenost	Neznačilna
Morellet in sod., 2001	<i>Capreolus capreolus</i>	Francija, Dourdan	Indeks objedenosti robid	Objedenost	Pozitivna
Mysterud in sod., 2010	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška, JV del	Delež objedanja <i>Vaccinium myrtillus</i>	Objedenost	Pozitivna
			Delež objedanja <i>Betula sp.</i>	Objedenost	Pozitivna
			Delež objedanja <i>Sorbus aucuparia</i>	Objedenost	Pozitivna
Ward in sod., 2008	<i>Capreolus capreolus</i>	Anglija, severovzhod	Objedenost terminalnih poganjkov iglavcev	Objedenost	Pozitivna

Priloga 17: Pregled preučevanih znakov iz skupine škoda od prosto živečih živali

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
Bleier in sod., 2012	<i>Capreolus capreolus</i>	Madžarska	Obseg škode v denarju	Škoda	Šibka pozitivna
	<i>Cervus elaphus</i>	Madžarska	Obseg škode v denarju	Škoda	Pozitivna
	<i>Sus scrofa</i>	Madžarska	Obseg škode v denarju	Škoda	Pozitivna
Engeman in sod., 2007	<i>Sus scrofa</i>	ZDA, Florida	Obseg škode v denarju	Škoda	Pozitivna
Gonter in sod., 2007	<i>Cervus elaphus</i>	Slovenija	Obseg škode v denarju	Škoda	Pozitivna
	<i>Sus scrofa</i>	Slovenija	Obseg škode v denarju	Škoda	Pozitivna
Schley in sod., 2008	<i>Sus scrofa</i>	Luksemburg	Obseg škode v denarju	Škoda	Pozitivna
Uno in sod., 2006	<i>Cervus nippon</i>	Japonska, Hokkaido	Indeks odškodnin	Škoda	Pozitivna

Priloga 18: Pregled preučevanih znakov iz skupine naleti vozil in divjadi

Vir	Živalska vrsta	Kraj raziskave	Preučevan znak	Kazalnik	Povezava z gostoto
DeNicola in Williams, 2008	<i>Odocoileus spp.</i>	ZDA, Iowa, Iowa City	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
		ZDA, New Jersey, Princeton	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
		ZDA, Ohio, Solon	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
Dussault in sod., 2006	<i>Alces alces</i>	Kanada, Quebec	Število naletov vozil z divjadjo na uro	Število naletov z vozili	Pozitivna
Farrell in Tappe, 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Arkansas	Gostota naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Pozitivna
Gkritza in sod., 2010	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Iowa, Cedar Rapids	Število naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Pozitivna
		ZDA, Iowa, Dubuque	Število naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Pozitivna
		ZDA, Iowa, Iowa City	Število naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Pozitivna
Hothorn in sod., 2012	<i>Capreolus capreolus</i>	Nemčija, Bavarska	Indeks števila naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Šibka pozitivna
Hussain in sod., 2007	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Alabama	Število naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Pozitivna
Joyce in Mahoney, 2001	<i>Alces alces</i>	Kanada, Newfoundland	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
McCaffery, 1973	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Wisconsin	Število naletov vozil z divjadjo	Število naletov z vozili	Pozitivna
Mysterud, 2004	<i>Cervus elaphus</i>	Norveška	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
Pavšič, 1998	<i>Capreolus capreolus</i>	Slovenija	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
Romin in Bissonette, 1996	<i>Odocoileus hemionus</i>	ZDA, Utah	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Šibka pozitivna
Rutberg in Naugle, 2008	<i>Odocoileus virginianus</i>	ZDA, Maryland	Število povoženih živali	Število naletov z vozili	Pozitivna
Seiler, 2004	<i>Alces alces</i>	Švedska	Letno število povoženih živali na 100 km ceste	Število naletov z vozili	Pozitivna
	<i>Capreolus capreolus</i>	Švedska	Letno število povoženih živali na 100 km ceste	Število naletov z vozili	Pozitivna
	<i>Alces alces</i>	Švedska, južni del	Število povoženih živali na 100 km ceste	Število naletov z vozili	Pozitivna
Seiler, 2005	<i>Alces alces</i>	Švedska, južni del	Število povoženih živali na 100 km ceste	Število naletov z vozili	Pozitivna